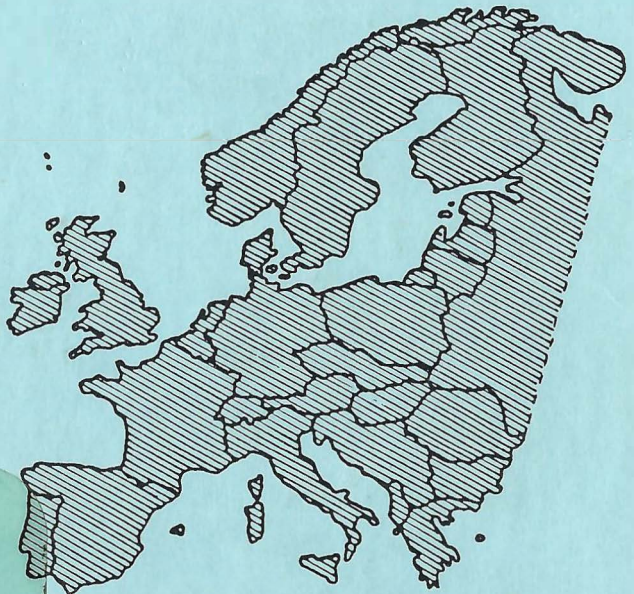


ISSN 0943-822X

Rostocker Meeresbiologische Beiträge

Heft2



Bereichs-
bibliothek
Südstadt

UB Rostock

**WA
80000**

-2



Universität Rostock

Rostocker Meeresbiologische Beiträge

Heft 2

**Universität Rostock
Fachbereich Biologie
1994**

https://doi.org/10.18453/rosdok_id00005607

HERAUSGEBER: Prof. Dr. habil. Ernst A. Arndt

REDAKTIONSKOLLEGIUM: PD Dr. habil. Günter Arlt
Prof. Dr. habil. Ernst A. Arndt
Dr. Andreas Bick
Prof. Dr. habil. Helmut Pankow
Prof. Dr. habil. Ulrich Schiewer
Prof. Dr. habil. Günter Schlungbaum

LEKTORAT: Autorenkorrektur

HERSTELLUNG der DRUCKVORLAGE Dipl.-Ing. Elisabeth Bründel
Ingrid Stallbaum

ZITAT KURZTITEL: Rostock. Meeresbiolog. Beitr. H. 2

ISSN 0943-822X

© Universität Rostock, Presse- und Informationsstelle, Wissenschaftspublizistik, 18051 Rostock

BEZUGSMÖGLICHKEITEN: Universität Rostock, Presse- und Informationsstelle, Wissenschaftspublizistik
A.-Einstein-Straße 23, 18051 Rostock, ☎ (0381) 4 40 55 20; FAX (0381) 4 40 54 34
Universität Rostock, Universitätsbibliothek, Schriftentausch, 18051 Rostock

DRUCK: OFFSET DRUCK ROSTOCK

Inhalt

Seite

SCHLUNGBAUM, Günter; BAUDLER, Henning; NAUSCH, Günther Die Darß-Zingster Boddenkette - ein typisches Flachwasser- ästuar an der südlichen Ostseeküste	5
SCHLUNGBAUM, Günter; NAUSCH, Günther; BAUDLER, Henning Sedimentstruktur und Sedimentdynamik in den Darß-Zingster Boddengewässern	27
WASMUND, Norbert; SCHIEWER, Ulrich Überblick zur Ökologie und Produktionsbiologie des Phytoplank- tons der Darß-Zingster Boddenkette (südliche Ostsee)	41
PANKOW, Helmut; WASMUND, Norbert Produktionsbiologie und Soziologie des Makro- und Mikrophytobenthos der Darß-Zingster Boddenkette	61
JOST, Günter; KLINKENBERG, Gertraud Bakterien in der Darß-Zingster Boddenkette	69
SCHIEWER, Ulrich Vorkommen und Bedeutung der Protozoen in der Darß-Zingster Boddenkette	77
HEERKLOSS, Reinhard; SCHNESE, Werner Jahreszeitliche Variabilität und Langzeitentwicklung des Metazooplanktons im zentralen Teil der Darß- Zingster Boddengewässer	85
ARNDT, Ernst A. Struktur und Dynamik des Makrozoobenthos in der Darß- Zingster Boddenkette im Laufe der letzten 25 Jahre unter besonderer Berücksichtigung der Makrozoobenthos - Entwicklung im Saaler Bodden von 1986-1990	93
SCHIEWER, Ulrich Stoffkreisläufe in der Darß-Zingster Boddenkette: Kohlenstoffkreislauf	121
SCHIEWER, Ulrich; SCHLUNGBAUM, Günter; HEERKLOSS, Reinhard Nährstoffkreisläufe in den Darß-Zingster Boddengewässern	139

SCHIEWER, Ulrich; SCHUMANN, Rehna ; HEERKLOSS, Reinhard; KLINKENBERG, Gertraud Hypertrophierung der Darß-Zingster Boddenkette - Struktur- und Funktionsveränderungen im Plankton	149
SCHIEWER, Ulrich Regulationsmechanismen und Wechselwirkungen zwischen Pelagial und Benthal	179
SCHLUNGBAUM, Günter; SCHIEWER, Ulrich; ARNDT, Ernst A. Beschaffenheitsentwicklung und Klassifizierung der Darß-Zingster Boddengewässer mit ausgewählten Vergleichen zu anderen Bodden und Haffen	191
SCHLUNGBAUM, Günter; SCHIEWER, Ulrich; ARNDT, Ernst A. Sanierung und Bewirtschaftung der Darß-Zingster Bodden- gewässer als Teil der Küstengewässer Mecklenburg- Vorpommerns	203
ZETTLER, Michael L.; BOCHERT, Ralf; BICK, Andreas Röhrenbau und Vertikalverteilung von <i>Marenzelleria viridis</i> (Polychaeta: Spionidae) in einem inneren Küstengewässer der südlichen Ostsee	215
BOCHERT, Ralf; ZETTLER, Michael; BICK, Andreas Untersuchungen zur räumlichen Verteilung der Larven von <i>Marenzelleria viridis</i> (Polychaeta; Spionidae) in einem flachen Küstengewässer der Ostsee	227

Günter Schlungbaum; Henning Baudler; Günther Nausch

Die Darß-Zingster Boddenkette - ein typisches Flachwasser- ästuar an der südlichen Ostseeküste

Abstract

The Department of Biology (University of Rostock) and its partners have investigating the coastal waters of the Darß-Zingst Bodden chain for many years, with attention being given to:

- water balance from 1966 - 1990 = 25 years (monthly measurement)
- distribution of salinity-from 1961 to 1993 = 33 years (daily measurement)
- nutrient budget since 1981 = 13 years (hourly measurement).

As a result these wide investigations it can be stated that the specific hydrological, hydrographic and hydrochemical conditions in the Bodden chain regulate almost all hydrobiological phenomena.

The Darß-Zingst Bodden chain is classified as a typical shallow water estuary with pronounced spatio-temporal variabilities.

The nutrient content confirms that a strong eutrophication has occurred.

1 Bodden und Haffe an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns

Zu den prägenden Landschaftsbestandteilen am Südufer der Ostsee gehört im mecklenburgisch-vorpommerschen Raum die Boddenausgleichsküste. Sie erstreckt sich, verbunden mit einem häufigen Wechsel von Formen der Flach- und Steilküsten, von der Halbinsel Fischland - Darß - Zingst über die Inseln Hiddensee und Rügen bis zur Insel Usedom mit Fortsetzung zur Insel Wollin in Polen. Festlandseitig eingeschlossen in diesen Bereich ist die Landschaft von der Recknitzmündung bei Ribnitz-Damgarten bis zur Odermündung bei Pölitz/Polen.

Dazwischen liegt das morphologisch sehr mannigfaltig gestaltete System der Bodden und Haffe. In Mecklenburg - Vorpommern umfaßt seine Fläche ca. 1650 qkm (CORRENS,1976). Die 340 km lange Außenküste wird durch die Küsten an den Bodden und Haffen auf 1470 km verlängert.

1.1 Die Darß-Zingster Boddenkette und ihre Entwicklung

Diese Küste Mecklenburg-Vorpommerns erhielt ihre Prägung im Stadium der jüngsten Vereisung (Pommersches Stadium des Weichselglazials). Damit ist sie erdgeschichtlich gesehen noch sehr jung. Entscheidend für die Herausbildung des heutigen Oberflächenbildes war der in der Littorinatransgression um etwa 5500 v. Chr. einsetzende Anstieg des Meeresspiegels (HURTIG, 1954). Nach OTTO (1913) - er beschäftigte sich ausführlich mit der Entstehung des Darßes und des Zingstes - bestand während der letzten Phasen dieser Überflutung, die etwa 2000 v. Chr. liegt, an Stelle der heutigen Boddenküste eine buchtenreiche Meeresküste mit mehreren vorgelagerten diluvialen Inseln und Untiefen (vergl. BROSIN, 1956). Nach Ende der Littorinatransgression kam es an diesen Diluvialkernen (für den Bereich der Darß-Zingster Bodden: Fischland, Altdarß und Sundische Wiese) zu West-Ost gerichteten Hakenbildungen, die schließlich weitgehend zusammenwuchsen und die heutigen Bodden und Haffe vom Meer abtrennten.

So ist der Typ einer Doppelküste entstanden, die seeseitig den Charakter der Ausgleichsküste besitzt und rückseitig die Bodden und Haffe als buchtenreiche innere Seegewässer mit zunehmender Verlandung abgrenzt. Diese so in den letzten 5 Jahrtausenden entstandenen Bodden und Haffe liegen im Schutz der großen Nehrungen und Haken als überflutete Hohlformen der Moränenlandschaft mit einer mehr oder weniger großen Isolierung vom Zugang zur Ostsee. Die heutige Gestalt der Darß-Zingster Boddenkette ist in Abb. 1 dargestellt.

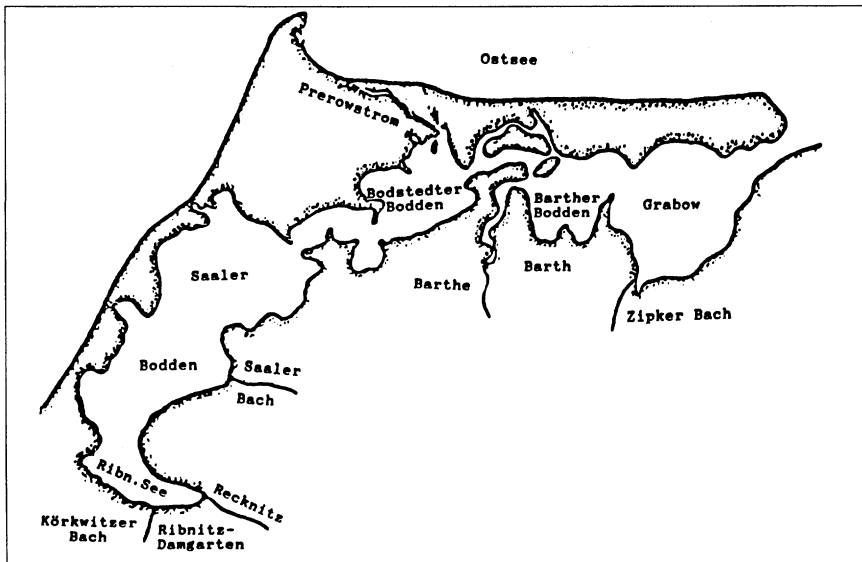


Abb. 1 Die Darß-Zingster Boddengewässer

Die Darß-Zingster Boddengewässer (Abb.1) sind der westlichste Teil der vorpommerschen Bodden und Haffe. Sie erstrecken sich von 12° 22' E im Westen bis 12° 55' E im Osten. Der nördlichste Punkt ist durch 54° 26' N, der südlichste durch 54° 15' N gegeben. Zwischen der Recknitzmündung und der Ostsee-Verbindung am Gellenstrom bei Barhöft liegt eine Entfernung von 55 km. Die Boddengewässer bestehen aus 4 Wassersenken, den eigentlichen Bodden, die durch teilweise sehr schmale Rinnen perlschnurartig miteinander in Verbindung stehen. Größere Flachwasserzonen zwischen den Boddenteilen haben für die Hydrologie und die Hydrographie keine größere Bedeutung. Der Grabow und der Barther Bodden werden zum sogenannten Ostteil zusammengefügt, der relativ stark mit der vorgelagerten Ostsee kommuniziert. Bodstedter und Saaler Bodden bilden den mehr limnisch geprägten Westteil, in dem der Wasseraustausch sehr beschränkt ist. Der Südteil des Saaler Boddens wird auch als Ribnitzer See bezeichnet.

Tabelle 1 Die Darß-Zingster Boddengewässer (nach CORRENS, 1979)

Gewässerteil	Fläche / km ²	mittl. Tiefe / m	max. Tiefe / m
Saaler Bodden	80,9	2,2	4,0
Koppelstrom	7,6	1,8	6,5
Bodstedter B.	24,1	1,9	10,0
Fitt	3,1	0,5	1,0
Zingster Strom	2,7	2,1	12,0
Barther Bodden	19,4	1,8	6,5
Prerow Strom	1,0	3,8	4,0
Barther Strom	2,1	1,6	2,0
Grabow	41,5	2,3	4,5
Aue bis Pramort	4,2	1,5	5,0
Fahrwasser Bock	10,2	1,3	5,0
	196,8	2,0	12,0

Auf Normalwasserstand bezogen besitzt die Darß-Zingster Boddenkette zwischen Ribnitz und Pramort ein Volumen von $384 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. Der Süßwasserüberschuß durch die in die Bodden und Haffe einmündenden Flüsse hat diese Gewässer mit unterschiedlichen und zeitlich sehr variablen Salzgehaltsgradienten ausgestattet. Somit gehören sie alle zum Ästuartyp moderner Definition (u.a. BOWDEN 1963; CAMERON u. PRITCHARD, 1963). Weitere zusammenfassende Darstellungen zur Geschichte der Bodden und Haffe haben NIEDERMEYER, KLIEWE und JANKE, 1987 wie auch WIEMER und GURWELL, 1991 gegeben. Mit einer mittleren Tiefe von 2 m ist sie ein typisches Flachgewässer und gehört zum Typ des Flachwasser-Ästuars.

1.2 Das Einzugsgebiet der Darß-Zingster Boddenkette

Das Einzugsgebiet (Abb. 2 nach CORRENS, 1979) umfaßt rund 1 600 km² und wird hauptsächlich aus den Flußgebieten der Recknitz (= 42 % und 122 km lang) und der Barthe (= 19 % und 34 km lang) gebildet. Es ist damit ca. 8 mal größer als die Gewässerfläche der Boddenkette. Neben vielen weiteren kleinen Bächen gehören der Körkwitzer- und der Saaler Bach (beide Saaler Bodden) und der Zipker Bach (Grabow) noch zu den bedeutenden Entwässerungsbereichen.

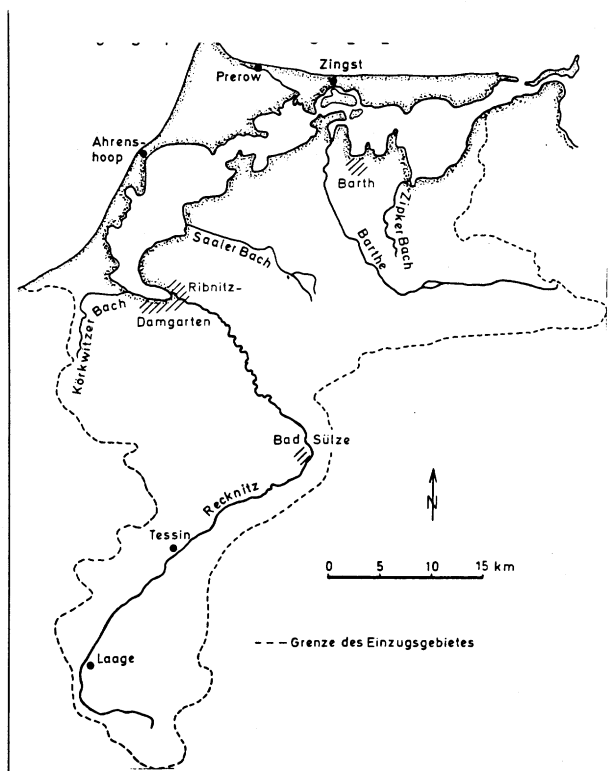


Abb. 2 Das Einzugsgebiet der Darß-Zingster Boddenkette

1.3 Der Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft

Das Landschaftsgebiet zwischen Meer und Bodden und teilweise die angrenzenden Boddengebiete selbst gehören heute zum Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft. Trotz intensiver Eingriffe durch den Menschen in der Vergangenheit gibt es hier noch weitgehend unberührte Natur mit intakten Landschaften. Sie stehen in ständiger Wechselwirkung mit den Boddengebieten. Die teilweise sehr schlechte Wasserbeschaffenheit ist als Widerspruch zur Naturausstattung des Umlandes zu sehen.

2 Klima in der Boddenregion und Wasserhaushalt der Boddenkette

2.1 Ausgewählte meteorologische Faktoren

Das Klima Mecklenburg-Vorpommerns, das auch das Gebiet der Darß Zingster Boddenkette prägt wird nach KLIEWE (1951) und HURTIG (1957) als Ostseeklima bezeichnet. Es umfaßt allgemein einen 20-30 km landeinwärts reichenden Küstensaum, der durch einen Übergangscharakter gekennzeichnet ist. Der für die südliche Ostseeküste insgesamt zu verzeichnende großräumige Wandel in west-östlicher Richtung vom Ozean zum Kontinentinneren - also vom See zum Landklima mit einem breiten Übergangsbereich spielt hier noch nicht die entscheidende Rolle. In diesen Übergangsbereich greift aber von Nord nach Süd ein regionaler Klimaeinfluß in den Klimawandel ein, verursacht durch den Wasserkörper der Ostsee. Nach HURTIG (1957) weist dieses Klima folgende Kennzeichen auf:

- verhältnismäßig gleichmäßiger Temperaturgang mit niedrigen Jahrestemperturschwankungen: verspäteter Frühjahrs- und Sommereinzug, milder Herbst, relativ kurze Winter
- niederschlagsarm: besonders im Frühjahr kommt es durch die noch kalte Ostsee zu einer Stabilisierung der Luftmassen, wodurch die Niederschlagsbildung im engeren Küstenbereich unterdrückt wird. Die Neigung zu Herbst- und Winterregen ist größer.

Da bei den späteren Bewertungen der Boddengewässeruntersuchungen die Niederschläge eine Rolle spielen, sollen diese Verhältnisse etwas näher beleuchtet werden. Als 50jähriges Mittel (1901/50) teilte BROSIN (1965) einen Jahressummenwert für die Boddenregion von 590 mm mit, wovon 349 mm auf das Sommerhalbjahr entfielen. Er zeigte aber auch schon starke Abweichungen von diesem Mittel auf: 1961 711 mm und 1962 671 mm.

Die Anzahl der Frosttage wird von NIEDERMEYER et al. (1987) mit 75 bis 80 angegeben. Die daraus folgende Eisbildung auf dem Gewässer nimmt in der Intensität infolge größerer Abgeschlossenheit und geringeren Salzgehaltes in den westlichen Boddenteilen von Ost nach West zu. Auch in der Boddenvereisung gibt es große Variabilitäten, so blieb die Boddenkette im Winter 1991/92 nahezu eisfrei.

Die Winde kommen in der Boddenregion hauptsächlich aus westlicher bzw. südlicher Richtung, wobei 79,7 % aller Winde eine mittlere Geschwindigkeit von 1,3 bis 5 m/s erreichen. Für 1975/79 entfielen dagegen allein auf 35-40 % aller Tage im Jahr eine Windgeschwindigkeit von 5 m/s und nur an 25-30 % der Tage waren geringere Windgeschwindigkeiten zu verzeichnen (NAUSCH u. SCHLUNGBAUM, 1984). In den flachen Boddengewässern reichen Windgeschwindigkeiten von 5 m/s aus, um den Wasserkörper bis zum Grund zu durchmischen, stärkere Winde bewirken Sedimentaufwirbelungen.

2.2 Einige Betrachtungen zum Wasserhaushalt

Der Wasserhaushalt der Boddenkette wird im wesentlichen durch den Wasseraustausch mit der Ostsee bestimmt, der durch meteorologisch gesteuerte Ein- und Ausstromlagen vonstatten geht und in der Regel über den Gellenstrom erfolgt. Die Wasserstandsverhältnisse in der Ostsee und auch im Bodden unterliegen der Wirkung verschiedener Faktoren. Sie wirken in Richtung Ostsee als Ausstrom oder von der Ostsee auf den Bodden als Einstrom. Von besonderer Bedeutung für die Wasserstandsverhältnisse sind vor allem der Jahresgang des Wasserstandes in der Ostsee, unperiodische Wasserstandsänderungen an der Außenküste durch Windstau oder ablandigen Wind und örtlicher Windstau in den Bodden selbst. Der Einfluß weiterer Größen z.B. Eigenschwingungen der Ostsee und der Boddenkette, Gezeiten, statische und dynamische Luftdruck- sowie Dichteeffekte, ist nur von geringer Bedeutung. Der Wasserhaushalt erfolgt dann hauptsächlich durch Gefälleausgleichsströmungen.

Basierend auf den Ergebnissen von CORRENS (1979) und CORRENS u. MERTINKAT (1977) sowie den Basisuntersuchungen von BROSIN (1965) erfolgte die Berechnung der Haushaltsbilanz für die Darß-Zingster Boddenkette mit Hilfe der Pegeldifferenzmethode. Echte Strömungsdaten wurden für die Berechnung des Wasseraustausches bisher nicht herangezogen. Die Pegeldifferenzmethode gestattet eine Auflösung bis zu monatlichen Mittelwerten. Es liegen inzwischen Werte über einen Zeitraum von 25 Jahren (1966-1990) vor, sowohl für die gesamte Boddenkette als auch für die 4 Hauptbodden. Die folgenden Bilanzglieder gehen in das Kaskadenmodell ein (Abb. 3).

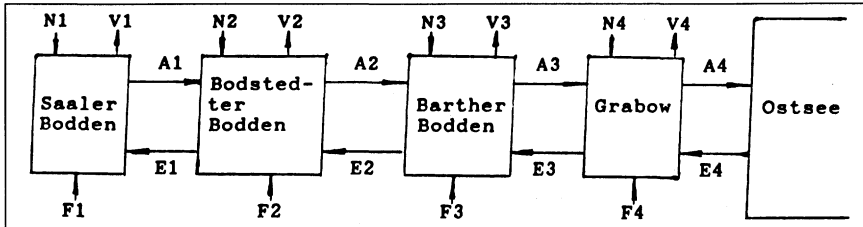


Abb. 3 Wasserhaushaltskaskadenmodell für die Darß-Zingster Boddenkette (ohne Grundwassertausch), nach CORRENS, 1979

Darin bedeuten: F = Flußwasserzufuhr, E = Einstrom von der Ostsee, N = Niederschlag und A = Ausstrom in Richtung Ostsee, V = Verdunstung. Geringfügige Differenzen zwischen Gewinn und Verlust werden als positive oder negative Speicherung angegeben. Die mittlere jährliche Wasserbilanz des Zeitraumes 1966/90 zeigen nachfolgende Werte (Angaben in %):

Wassergewinn	Wasserverlust	Speicherung
$F + E + N = G$	$A + V = \text{Verl.}$	$S p$
$9,7 + 86,4 + 3,8 = 100$	$95,7 + 4,3 = 100$	0

Da sich Niederschlag und Verdunstung nahezu entsprechen und sie, abgesehen vom Pfad des Stoffinputs über den Niederschlag, keinen wesentlichen Einfluß auf die im Rahmen der ökologischen Fragestellungen zu diskutierenden Faktoren haben, bleiben sie bei den meisten Betrachtungen unberücksichtigt.

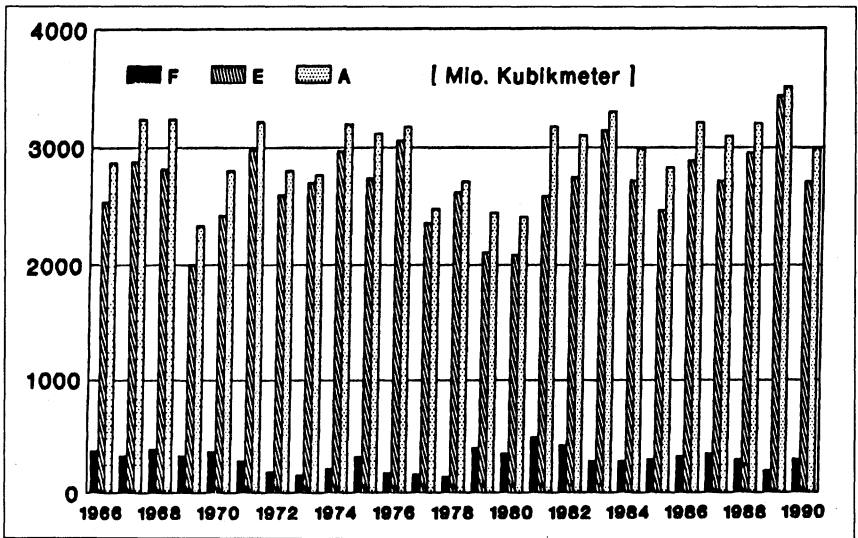


Abb. 4 Jahressummen für die Hauptbilanzglieder des Gesamtwasserhaushaltes der Darß-Zingster Bodden (MERTINKAT, 1992)

Die Abb. 4 läßt einige verallgemeinernde Vergleiche bzw. Schlußfolgerungen zu:

- Die Bilanzglieder, Ostseeeinstrom und Boddenausstrom zur Ostsee zeigen große Variabilitäten mit zeitlicher Heterogenität.
- Die Flußwasserzufuhr liegt bei 10 % des Gesamtwassergewinns, variiert selbst aber stark in Abhängigkeit von der Niederschlagstätigkeit im Einzugsgebiet.
- Das Jahr 1989 war bisher das Jahr mit dem größten Ostseewassereinstrom. Dieser setzte sich dann als Extremum auch bis in das Boddeninnere fort. Mit zunehmender Entfernung von der Ostsee liegt dieser Einstrom dann mehr und mehr als Mischwasser mit abnehmendem Salzgehalt vor (Abb. 5).

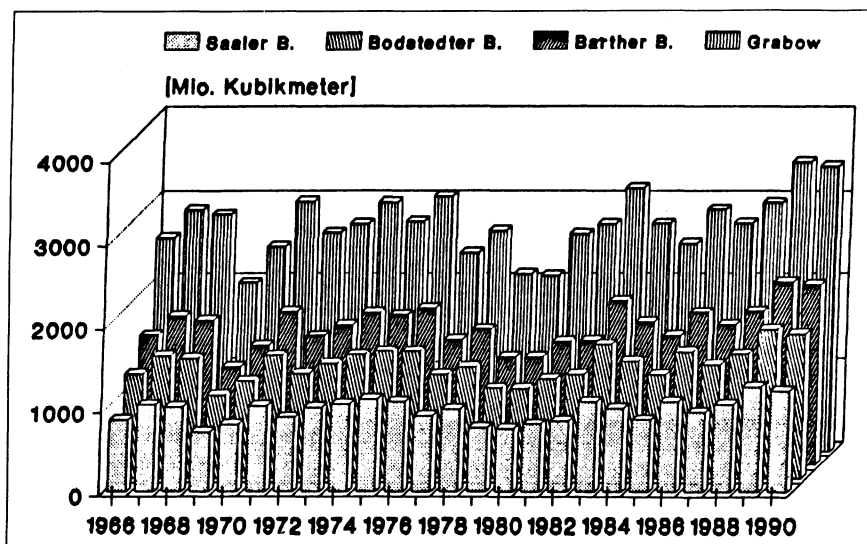


Abb. 5 Einstrom in die Darß-Zingster Bodden (nach MERTINKAT, 1992)

Da im Boddengebiet der Wasserhaushalt zwischen Gewinn und Verlust ausgeglichen ist, muß der Ausstrom in etwa um den Flußwassergewinn größer sein als der Einstrom. Die größte Flußwasserzufuhr wurde bisher im Jahr 1981 beobachtet. Das langjährige Mittel von $300 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{a}$ wurde in mindestens 8 weiteren Jahren überschritten. In mindestens 8 weiteren Jahren lag die Flußwasserzufuhr erheblich unter dem Mittel, teilweise sogar unterhalb $200 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. Die letzten Jahre mit sehr breit angelegten ökologischen Untersuchungen gehören zu den Jahren mit Flußwassereinträgen um $200 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. Mit Sicht auf den Eutrophierungsprozeß und die Prägung der Wasserbeschaffenheit überhaupt spielt die Erneuerungsrate der Wassermassen in den einzelnen Boddenteilen eine wichtige Rolle. Die Analyse des Wasserhaushaltes für die 4 Boddenteile gibt dafür wichtige Informationen:

- Die Intensität der Wassererneuerung von der Ostsee her und damit auch die Gestaltung des Ausstromes zur Ostsee nimmt mit zunehmender Entfernung zur offenen See hin ab.
- Zu beachten ist, daß nicht jede Einstromsituation für die Boddenkette Einstrom von Ostseewasser bedeutet. Unter bestimmten Pegelverhältnissen und Windsituation kann auch aus dem Strelasund ausströmendes Wasser für den Bodden Einstrom werden. Solche Situationen verschlechtern den korrelativen Zusammenhang zwischen Salzgehalt und Einstrom.

- Setzt man Ausstrom ins Verhältnis zum Wasservolumen des jeweiligen Boddens, können die folgenden Wassererneuerungsraten berechnet werden (Werte gelten für ideale Durchmischung):

Grabow	ca. 32 mal/a	Bodstedter Bodden	ca. 33 mal/a
Barther Bodden	ca. 55 mal/a	Saaler Bodden	ca. 6-7 mal/a

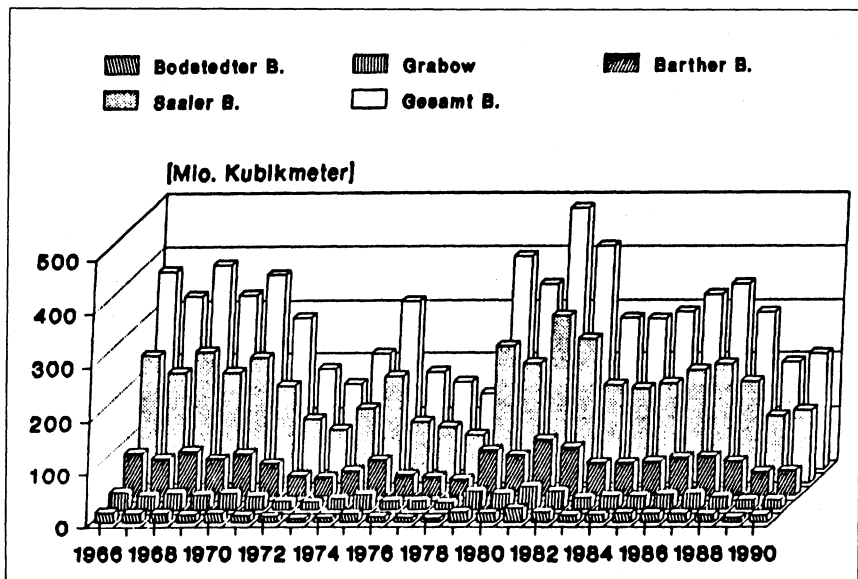


Abb. 6 Flußwasserzufuhr in die Darß-Zingster Bodden (nach MERTINKAT, 1992)

Besonders der innerste Teil der Boddenkette, der Saaler Bodden, ist durch geringe Erneuerungsraten bei hohem Anteil von Flußwasser im Ausstrom (17 % !) gekennzeichnet. Die kontinuierlichen Analysen der Wasserbeschaffenheit erfolgen am Zingster Strom (Standort der Laborstation). Der Wasseraustausch ist hier durch die Kriterien E 2 (Einstrom vom Barther Bodden) und A 2 (Ausstrom zum Barther Bodden - Abb. 3) gekennzeichnet. Im langjährigen Mittel beträgt der Einstrom noch ca. 50 % der Größe des Einstromes in die Boddenkette überhaupt. Für den Ausstrom liegt dieser Wert bei 52 %. Natürlich handelt es sich um Mischwasser, wie es in den benachbarten Boddenteilen entstanden ist. Insgesamt kann festgestellt werden, daß sehr schnelle Wechselsituationen für das Wasser im Zingster Strom auftreten. Auf der Basis der 25-jährigen Meßreihe können folgende Mittel- und Extremwerte (= 300 Monatswerte) festgestellt werden:

- **Monatsbetrachtung:**

* Einstrom	- Mittel	133 10^6 m ³ /Mon.
	- Minimum	20 10^6 m ³ /Mon. (Febr. 76, Febr. 80)
	- Maximum	347 10^6 m ³ /Mon. (Jan. 76)

* Ausstrom - Mittel	129 $10^6 \text{ m}^3/\text{Mon.}$
- Minimum	45 $10^6 \text{ m}^3/\text{Mon.}$ (Febr. 72)
- Maximum	319 $10^6 \text{ m}^3/\text{Mon.}$ (Jan. 76)

Die geringeren Monatswerte bei Ausstrom (Mittel und Maximum) deuten auf einen durch Rückstau effekt der Ostsee oft verlangsamten Wiederausstrom hin.

• Jahresbetrachtung:

* Einstrom - Mittel	1353 $10^6 \text{ m}^3/\text{a}$
- Minimum	995 $10^6 \text{ m}^3/\text{a}$ (1969)
- Maximum	1774 $10^6 \text{ m}^3/\text{a}$ (1989)
* Ausstrom - Mittel	1549 $10^6 \text{ m}^3/\text{a}$
- Minimum	1247 $10^6 \text{ m}^3/\text{a}$ (1969)
- Maximum	1890 $10^6 \text{ m}^3/\text{a}$ (1980)

Damit erweisen sich auch für den Zingster Strom die Jahre 1969 und 1989/90 als Extremjahre. Die wenigen Interpretationen zum Wasserhaushalt zeigen bereits, daß die Boddenkette

- sowohl als Gesamtsystem wie auch bezüglich ihrer einzelnen Gebiete
- sowohl für kurze Zeiträume als auch in längeren Perioden

ein sehr heterogenes/variables System darstellt. Für die Analyse der Gewässerbeschaffenheit und das Aufzeigen von Trends innerhalb von chemischen und biologischen Kriterien ist das von grundlegender Bedeutung. Für den Bereich des Zingster Stromes müssen kurzzeitige Wechsel von Ein- und Ausstromsituationen auch als Pendeln von jeweils gleichen Wasserkörpern betrachtet werden. Unter extremen Bedingungen, wie sie im Januar 1976 gemessen wurden, tauschen sich die Wassermassen bereits in 6 Stunden aus (Erneuerungsrate 0,26 Tage). Der Normalwert liegt bei 0,75 Tagen, also 18 Stunden.

3 Der Salzgehalt der Darß-Zingster Boddenkette

Der Salzgehalt ist für Ästuar ein bedeutender Faktor für alle Aspekte der Beschaffenheit, der Ökosystemstruktur und -dynamik. Im Detail wird das Salzgehaltsregime in starkem Maße von den hydrologischen Gegebenheiten geprägt. Deutliche horizontale Abstufungen und große zeitliche Inhomogenitäten sind eine typische Folge. So können die Salinitäten im Ostteil der Boddenkette in Abhängigkeit von den Intensitäten der Ein- und Ausstromprozesse in Raum und Zeit erheblich schwanken, im allgemeinen zwischen 8 und 15 ‰, bei Extremsituationen auch darüber oder darunter. Diese Variabilitäten können sowohl sehr kurzzeitiger Natur sein, es lassen sich aber auch längere Perioden salzreicherer bzw. salzärmerer Wassermassen feststellen. Im Westteil der Boddenkette, insbesondere im Saaler Bodden und Ribnitzer See, liegt der Salzgehalt, verursacht durch einen eingeschränkten Austausch mit der Ostsee und stärkere limnische Prägung (Recknitz, Körkwitzer und Saaler Bach) normalerweise im oligohalinen Bereich, d.h. < 5 ‰, wobei Variabilitäten weniger ausgeprägt sind. Besonders

aussagekräftige Interpretationen lassen sich für den Meßpunkt Zingst ableiten, für den seit 1961 eine tägliche Erfassung des Salzgehaltes vorliegt (Abb. 7):

- Für die nunmehr 33jährige Meßreihe (1961/93) errechnet sich ein mittlerer Salzgehalt von 5,4 ‰, wobei Extremjahre 1981 (3,6 ‰) und 1976 (8,3 ‰) die große Variabilität demonstrieren.
- Die Abb. 7 zeigt eindrucksvoll, daß es längere Perioden subnormalen Salzgehaltes (1961-1969, 1979-1982, 1985-1988) und Phasen hohen Salzgehaltes (1970-1976, 1989-1990) gibt. In den Jahren 1991/92 hat sich wieder ein Wechsel zu durchschnittlichen Verhältnissen vollzogen. Die Jahre 1989 und 1990 haben mit jeweils 7,5 ‰ als Jahresmittel nach 1976 den zweithöchsten Wert. Das Jahr 1993 zeigte sich sehr differenziert mit niedrigen Minimalwerten und sehr hohen Maximalkonzentrationen.

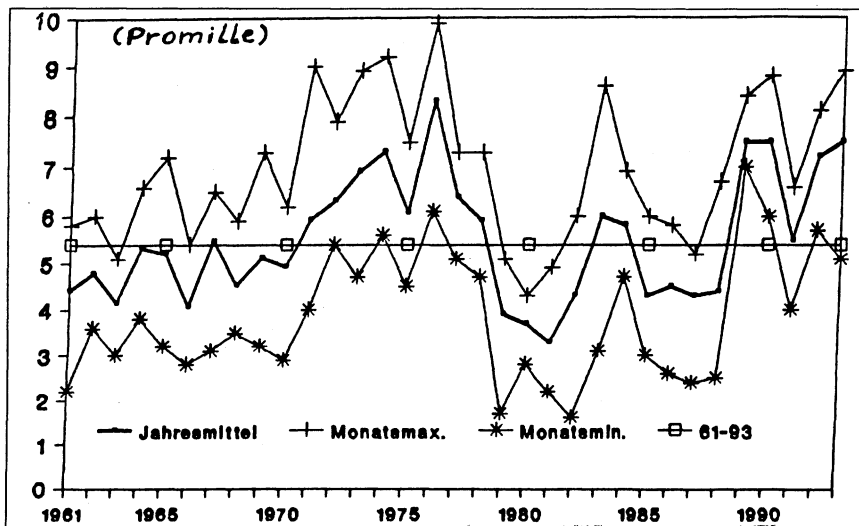


Abb. 7 Jahresmittel- und Extremwerte des Salzgehaltes im Zingster Strom
(Basis: tägliche Messungen)

- 1988 stellt sich als abflußreiches Jahr dar, das nahezu ganzjährig unter den Mittelwerten liegt (Ausnahme: Dezember). 1989, 1990 und 1993 (bis September) sind gekennzeichnet durch permanent hohe Salzgehalte. Die Ursache liegt vor allem in den fehlenden Wintern 1988/89 und 1989/90 und den dementsprechend geringen Flußwasserzuströmen in den Frühjahrsmonaten.
- Der Vollständigkeit halber sollen die absoluten Extrema für den Meßpunkt Zingst genannt werden (Tageseinzelwerte):
 - * Minimum 1,2 ‰ im Februar 1982
 - * Maximum 14,8 ‰ im Januar 1976

- Salzgehaltsverteilungen können Indikatoren für Wasserströmungen oder die Ausbildung von Zirkulationen sein.

Tabelle 2 Monatsmittel des Salzgehaltes im Zingster Strom für die Jahre 1988 - 1992 im Vergleich mit dem Mittel 1961/93

	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	JM
1988	3,8	3,0	2,7	2,5	3,5	4,4	4,0	5,1	5,4	5,9	5,7	6,7	4,4
1989	7,0	7,6	7,1	7,0	7,0	7,6	8,1	8,4	8,0	7,9	7,6	7,1	7,5
1990	6,0	6,6	7,7	8,8	7,9	8,1	8,1	8,2	7,9	7,7	6,9	6,1	7,5
1991	5,4	5,3	4,0	4,5	5,0	6,1	5,3	5,6	6,3	6,6	5,9	6,0	5,5
1992	7,7	7,0	6,5	5,7	5,8	6,6	7,4	8,0	8,1	7,8	7,6	7,7	7,2
1993	7,1	8,9	7,5	7,8	7,8	8,2	8,9	8,6	7,6	6,3	5,9	5,1	7,5
61 / 93	5,3	4,8	4,4	4,6	4,6	5,1	5,7	6,0	6,1	6,0	5,9	5,9	5,4
Min.	2,5	1,6	2,0	1,7	2,3	2,8	3,5	3,8	3,6	2,4	3,2	3,3	-
Max.	9,9	8,6	7,9	8,8	7,9	8,1	9,2	9,7	9,3	8,2	9,0	8,9	-

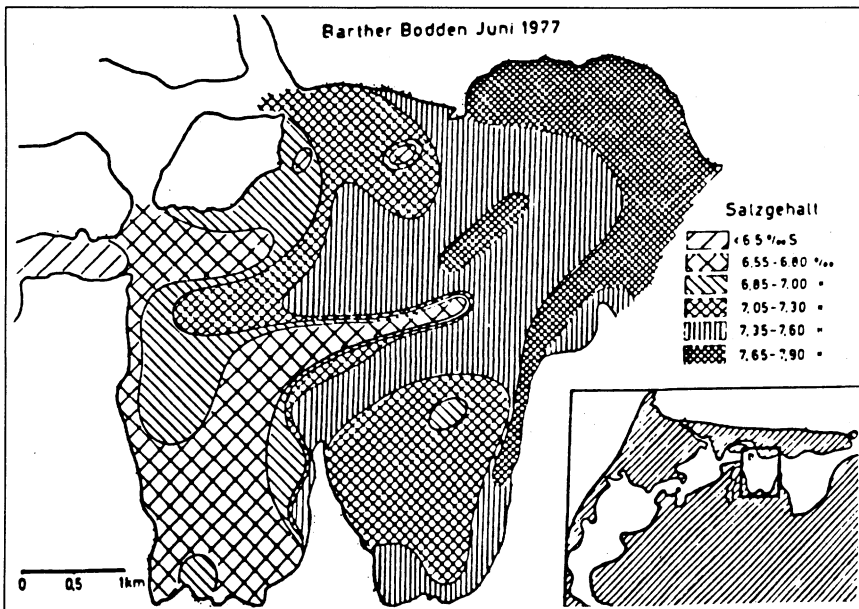


Abb. 8 Beispiel einer Salzgehaltsverteilung im Barther Bodden nach einer 2-tägigen Aufnahme im Juni 1977

Auf der Basis eines 100 Punkte-Meßprogramms mit jeweils 500 m Abstand der Beprobungspunkte in West-Ost- und Nord-Süd-Richtung, das während einer relativ windstillen Zeit mit Kontrolle des Wasseraustausches an den Boddenzungen aufgenommen wurde, können Ansätze zur Zirkulation im Barther Bodden abgeleitet werden (Abb. 8). Salzreiches Wasser aus dem Grabow schichtet sich an der Südostkante in den Bodden als lange "Nase" hinein, salzärmeres Wasser aus der Barthe strömt über die Barther Bucht in der Mitte des Boddens nach Osten. Zusammenfassend muß erneut unterstrichen werden, daß der Salzgehalt ein ausgezeichneter Indikator für die marinen/limnischen Prägungen der Wasserdynamik in den Boddengewässern ist, der enger mit der unter 4 folgenden Nährstoffsituation korreliert als entsprechende hydrologische Daten. Der Salzgehalt dokumentiert bereits eingetretene Veränderungen unmittelbar, während die nach der Pegeldifferenzmethode nur mit monatlicher Auflösung erhaltenen hydrologischen Meßwerte nur grobe Verschiebungen im Gewässer widerspiegeln. Außerdem ist der Salzgehalt eine sofort zur Verfügung stehende Größe, während die momentanen hydrologischen Daten nur mit erheblichen Zeitverschiebungen erhältlich sind. Die Variabilität des Salzgehaltes ist Auslöser von zeitweiligen Differenzierungen in der ökologischen Struktur des Boddenwassers.

4 Die Nährstoffsituation in der Darß-Zingster Boddenkette

Der Nährstoffbestand und die in die Gewässer eingetragenen Nährstoffe bestimmen den Trophiezustand und damit auch die Gewässerbeschaffenheit grundlegend mit. Zeitreihenanalysen, wie sie durch die ca. 10-jährigen täglichen Analysen in der Laborstation Zingst am Zingster Strom erfolgen, gestatten Aussagen zur Entwicklung des Gewässerzustandes. Es ist bekannt, daß Nährstoffkonzentrationen allein nicht immer mit der Wasserbeschaffenheit korrelieren, weil für die einzelnen Nährstoffe

- * die kurzgeschlossenen Kreisläufe
- * das Speichervermögen des Phytoplanktons
- * die Soption/Desorptionsprozesse an Detrituspartikeln/suspendierten Sedimentpartikeln

das Gesamtbild komplizieren. Deshalb sollen die Ergebnisse der o.g. Untersuchungen zur zeitlichen Variabilität der Nährstoffkonzentrationen thesenhaft diskutiert werden.

4.1 Zeitreihenanalysen am Zingster Strom

Die in Abb. 9 dargestellte Entwicklung des Phosphatgehaltes (gelöstes reaktives Phosphat) für den Zeitraum Juli 1985 bis Dezember 1993 zeigt, daß dieser Parameter keinen typischen Jahresgängen unterliegt. Die Meßwerte liegen, von wenigen Ausnahmen abgesehen, zwischen der analytischen Nachweisgrenze und etwa 1 $\mu\text{mol/l}$. Die hohen Phosphateinträge und auch der Verbrauch durch

den Assimilationsprozeß werden nicht widerspiegelt. Dieses Verhalten ist das Ergebnis der Sediment/Wasser-Wechselwirkungen, in deren Folge sich in Abhängigkeit von ihrer meist windbedingten Intensität ein Gleichgewicht zwischen der wässrigen und der festen Phase eingestellt (SCHLUNGBAUM, 1982a, 1982b; SCHLUNGBAUM u. NAUSCH, 1988). Diese geringen Phosphatkonzentrationen sind jedoch jederzeit ausreichend für eine hohe Primärproduktionsrate. Diese Feststellung muß noch eingeschränkt werden, weil die analytisch erfaßten Phosphatkonzentrationen nur in einem unterschiedlich großen Anteil aus wirklichem o-Phosphat bestehen. Mit der Gelchromatographie konnte BACHER, 1990 (verg. auch SCHLUNGBAUM u. BACHER, 1992) das gesamte lösliche reaktive Phosphat in 3 Fraktionen auftrennen:

- * o-Phosphat (ca. 27 % im Zingster Strom)
- * niedermolekulare organische Phosphate
- * an Makromoleküle gebundene - aber lösliche Phosphate.

Im Interstitialwasser der Boddensedimente fehlt die mittlere Fraktion. Untersuchungen zur biologischen Verfügbarkeit dieser Fraktionen zeigen eindeutig, daß nur wirkliches o-Phosphat zur Stimulation des Phytoplanktonwachstums führt. Die höhermolekularen Verbindungen verschwinden zwar schnell aus der wässrigen Phase, setzen sich aber nicht in Wachstum um. Sie werden wahrscheinlich nur äußerlich von partikulärem Material (auch Phytoplankton) sorbiert. Außerdem konnte bei einem Vergleich der gelchromatischen Ergebnisse an Gewässern mit unterschiedlichem Trophiegrad nachgewiesen werden, daß mehr oligotrophe Gewässer eine ausgewogene Verteilung der 3 Fraktionen zeigen, und an Gewässern mit zunehmender Trophie eine Verlagerung zu den höhermolekularen Fraktionen erfolgt.

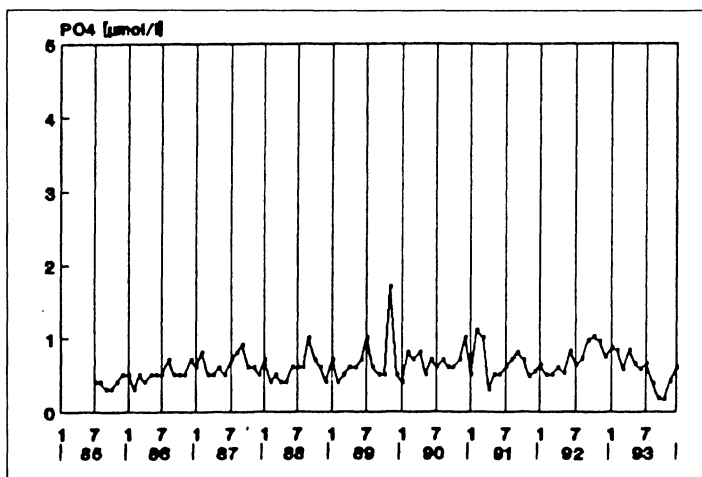


Abb. 9 Entwicklung des Phosphatgehaltes im Zingster Strom

Im Gegensatz zum Phosphat zeigen **die anorganischen Stickstoffkomponenten** Ammonium und Nitrat ausgeprägte Jahresgänge. Nitrit-Stickstoff wird in der Regel als Intermediat oxidativer oder reduktiver Prozesse nur in geringen Konzentrationen nachgewiesen. Die Nitratkonzentrationen erreichen im Jahresgang die Maximalwerte zwischen Januar und März in Abhängigkeit von den hydrologischen/hydrographischen und meteorologischen Gegebenheiten (s. Abb. 10). Die hohen Nitratkonzentrationen sinken rasch auf niedrige Sommerwerte, wenn die Wassertemperatur ansteigt. Bis zum gegenwärtigen Zeitpunkt erfolgt dieser Abfall unabhängig von der Höhe des Wintermaximums. Es ist allgemein bekannt, daß für diesen Abfall sowohl Assimilationsprozesse als auch verschiedene Reduktionsvorgänge verantwortlich sind; wobei insbesondere die Denitrifikation zu nennen ist, die gegenüber der Nitratammonifikation zu dominieren scheint. Durch den Prozeß der Denitrifikation können bis zu 50-60 % der Nitratlast eliminiert werden (PETZOLD, 1987). Auffallend sind die sehr unterschiedlich hohen Nitratwerte der Winter 1981/82, 1985/86 und 1987/88. Hohe Süßwassereinträge - damit verbunden niedriger Salzgehalt - zeigen hohe Auswaschungsraten aus dem Einzugsgebiet an. Festgestellt werden kann, daß in diesen Jahren, einschließlich 1988, die höchsten Nitratkonzentrationen gemessen wurden. Die niedrigsten Monatsmittelwerte ergaben sich im Jahr 1992. Das sollte jedoch auf keinen Fall voreilig auf Veränderungen in der Landschaft oder Wirtschaftsweisen der Landwirtschaft zurückgeführt werden.

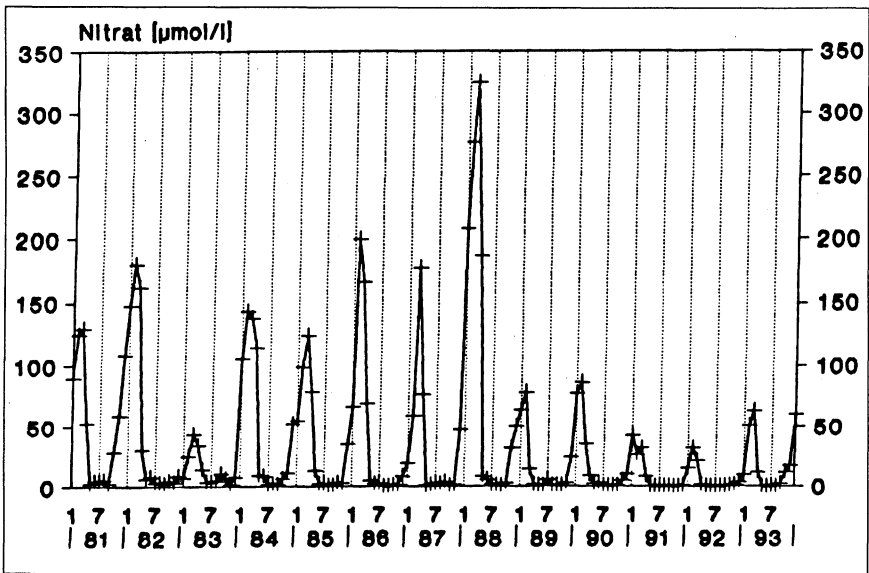


Abb. 10 Entwicklung des Nitratgehaltes im Zingster Strom

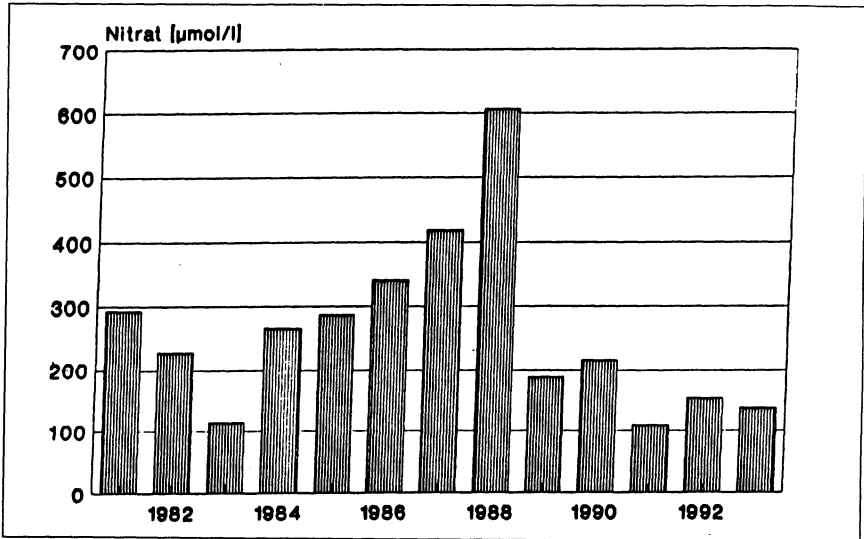


Abb. 11 Tagesmaxima des Nitratgehaltes im Zingster Strom

Für diese differenzierte Variabilität geben auch die maximalen Einzelwerte einen wichtigen Hinweis (Abb. 11). Der bisher höchste ermittelte Wert lag im April 1988 bei $606 \mu\text{mol/l} = 37,2 \text{ mg NO}_3/\text{l}$. Das Ammonium zeigt ebenfalls eine deutliche Saisonalität (Abb. 12). Auch hier finden sich die höchsten Konzentrationen ausgangs des Winters, verglichen mit dem Nitratgehalt allerdings auf einem deutlich geringeren Konzentrationsniveau, Destruktionsprozesse der reichlich vorhandenen organischen Substanz und fehlende Aufnahmeprozesse (Assimilation) können als Ursache genannt werden. Der Rückgang der Ammoniumwerte im Frühjahr erfolgt in jedem Fall vor der Abnahme der Nitratkonzentration, was für eine bevorzugte Aufnahme des energetisch günstigeren Ammoni- ums spricht. Vergleicht man die Höhen des Wintermaximums zwischen 1985 und 1993 (Abb. 12) wird deutlich, daß keine so signifikanten Unterschiede nachweisbar sind, wie sie für das Nitrat festgestellt wurden (Abb. 10). Das legt den Schluß nahe, daß für den Jahresgang des Ammoni- ums vor allem gewässer- interne Prozesse (Mineralisation/Ammonifikation, Assimilation) verantwortlich sind, während bei Nitrat eine Überprägung des biologischen Jahresganges durch externe Einflüsse sichtbar wird.

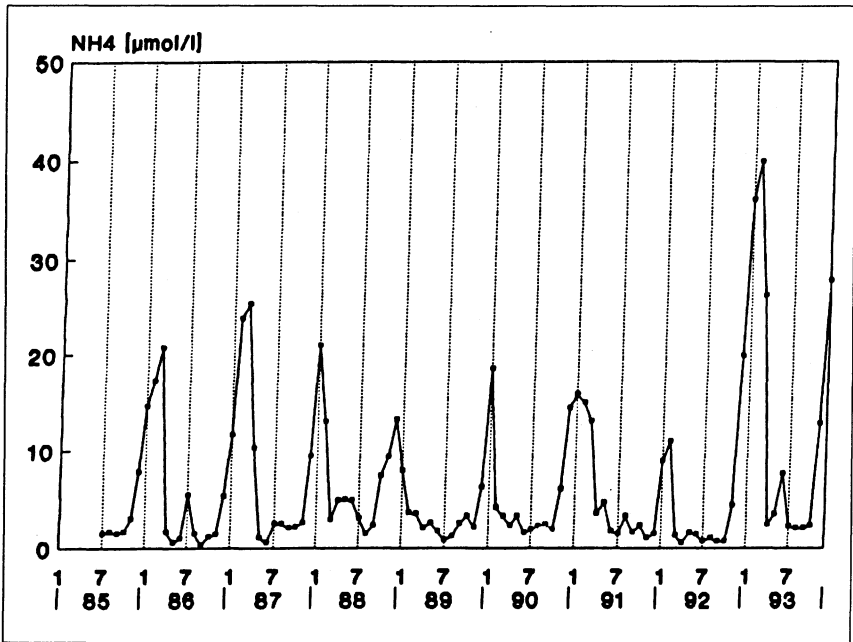


Abb. 12 Entwicklung des Ammoniumgehaltes im Zingster Strom

4.2 Zu Aspekten einer Nährstofflimitation

Mit Blick auf die potentielle Limitation des Phytoplanktons wird häufig das Nährstoffverhältnis genutzt. Legt man das durchschnittliche atomare Verhältnis von Stickstoff zu Phosphor mit 16:1 zugrunde, wie es für Meerwasser und Plankton gefunden wird (REDFIELD-Verhältnis), geben Abweichungen wertvolle Hinweise dafür, welcher der beiden Nährstoffe zuerst produktionslimitierend sein kann. Mittelt man die vorliegenden Werte für den Zingster Strom, erscheint für den Zeitraum Juli-September/ Oktober (N/P-Verhältnis ≤ 16) eine potentielle Stickstofflimitation möglich. Legt man die von BACHER (1990) wesentlich niedriger gefundenen und allein unmittelbar für die Phytoplanktonproduktion wirksamen o-Phosphatkonzentrationen im N/P-Verhältnis zugrunde, so ergeben sich andere Betrachtungsmöglichkeiten. Besonders in den Sommermonaten, wenn auch die Stickstoffkonzentrationen fehlen, wird das N/P Verhältnis wieder größer. Obwohl in jedem Fall niedrige Sommerwerte für Nitrat erreicht werden, fällt die Konzentration der Summe aller anorganischen Stickstoffkomponenten nur äußerst selten auf Null ab, in der Regel nur an Einzeltagen. Das wird auch aus der Zusammenstellung der Monate niedrigster Nitratkonzentrationen für die Jahresreihe deutlich (Tab. 3).

Tabelle 3 Minimale Monatsmittel des Nitrats im Zingster Strom

Jahr	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991
Monat	9	9	11	7	8	8	5	9	5	9	7-9
$\mu\text{mol/l}$	2,5	2,4	1,5	1,5	0,8	0,5	0,7	0,8	0,8	0,9	0,1

Vor diesem Hintergrund erscheint die Frage der Nährstofflimitation zusammen mit den immer vorhandenen Phosphatkonzentrationen zumindest fraglich. Bei der hohen Trübung des Gewässers (Sichttiefen in Zingst selten über 30 cm) kommt wohl dem Licht die Rolle des produktionsbegrenzenden Faktors zu. Außerdem muß berücksichtigt werden, daß der Prozeß der Luftstickstoffbindung durch die ständige Anwesenheit von anorganischen Stickstoffbindungsformen in den letzten Jahren in den Boddengewässern keine wesentliche Rolle mehr spielt.

4.3 Zu Trends im Nährstoffhaushalt

Während man für die Ostsee Trends der Nährstoffbelastung und der Eutrophierung aus dem Anstieg der Nitrat und Phosphorwerte in der winterlich durchmischten Deckschicht ableiten kann (NEHRING, 1980, 1990), kann eine solche Tendenz für die Boddengewässer nicht in gleicher Weise dargestellt werden. Vielmehr scheint für das Nitrat eine enge Verknüpfung zum hydrologisch/ hydrographischen Geschehen gegeben (Abb. 13).

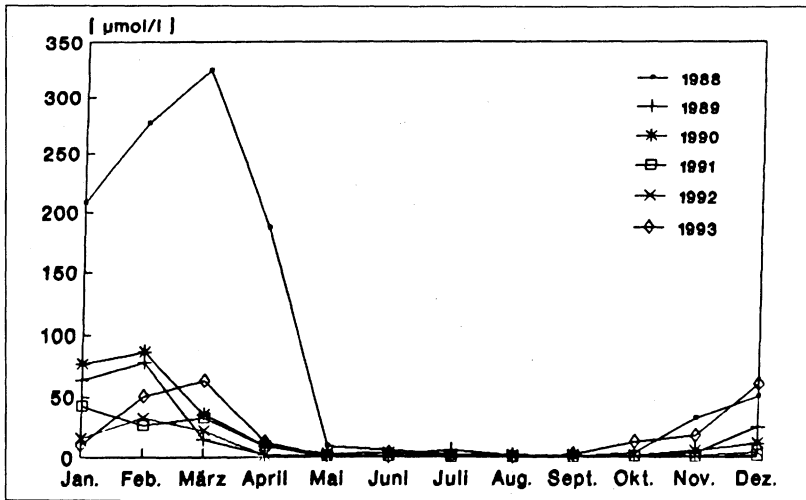


Abb. 13 Vergleich der Entwicklung des Nitrats und des Salzgehaltes im Zingster Strom (Salzgehalt in Tab. 2)

Der Vergleich mit der hydrographischen Situation der Monate Januar bis April gleicher Jahre zeigt: niedrige Salinitäten stehen für hohe Süßwasser-/Nährstoffeinträge und verursachen unterschiedlich hohe Winterwerte des Nitrats. Hohe Salinitäten stehen für geringe Einträge und sind verknüpft mit niedrigen Winterwerten des Nitratgehaltes. Das Jahr 1988 stellt - wie schon erwähnt - ein sehr abflußreiches Jahr dar, was sich durch die äußerst niedrigen Salzgehalte von Januar bis April belegen läßt. Das bedeutet gleichzeitig, daß die Einmischung von nährstoffärmerem Ostseewasser (= Einstrom) geringer ist. Das Ergebnis sind hohe Nitratkonzentrationen, insbesondere im Februar und im März. Intensive Einstromprozesse mit vergleichsweise niedrigen Nährstoffkonzentrationen, somit verdünnend wirkend, führen zur Herausbildung eines nur geringen Wintermaximums des Nitrats. Betrachtet man das Jahr 1991 (Abb. 13), so zeigt sich, daß die Salzgehalte deutlich unter den beiden Vorjahren liegen. Es wäre ein erneuter Anstieg des Nitrats im Winter zu erwarten gewesen. Dieser trat jedoch nicht ein. Die aufgrund des relativ milden Winters weiterlaufenden Assimilationsprozesse, die einen Nitratverbrauch verursachen, können ein Grund dafür sein. Auf keinen Fall darf diese Situation schon als Folge einer veränderten Landnutzung gewertet werden.

4.4 Nährstoffeinträge in die Boddengewässer

Nährstoffeinträge in das Gewässersystem der Darß-Zingster Boddenkette erfolgen über folgende Wege:

- vom Land ausgehende Einträge
 - * punktuelle Quellen; z.B. uneffektive Kläranlagen, Direkteinleitungen, Industrieanlagen (incl. konz. Tierhaltung)
 - * diffuse Quellen, z.B. Nährstoffauswaschung oder Erosion von über düngten landwirtschaftlichen Flächen
- atmosphärische Einträge
- gewässerinterne Belastungen, z.B. durch Mobilisation aus Gewässersedimenten
- Austausch mit der Ostsee; dieser führt in der Regel wegen der geringeren Nährstoffkonzentration in der vorgelagerten Ostsee zu einer Nährstoffentlastung (auch "Ausräumeffekt" genannt).

Zusammenfassungen für diese Gesamtsituation sind bei SCHLUNGBAUM u. NAUSCH (1991), NAUSCH u. SCHLUNGBAUM (1991) und NAUSCH (1981, 1992, 1993) zu finden. In allen Artikeln wird auf die Kompliziertheit der Aufstellung von Bilanzen und auf die unterschiedliche Herangehensweise der Messung bzw. Berechnung von Stoffeinträgen hingewiesen. Bisherige Berechnungen für die Nährstoffbelastung haben sehr große Schwankungsbreiten ergeben. Sie liegen bei Phosphor im Bereich von 200 bis 700 t P/a und bei Stickstoff von 2700 bis 7000 t N/a. Für die Stickstoffbelastung der Boddengewässer legt NAUSCH (1992) neue Ergebnisse vor (Tab. 4).

Tabelle 4 Frachten der Hauptzuflüsse der Boddenkette in tN/a

	Recknitz	Barthe	Körkwitz	Gesamt
EZG (km ²)	664,0	292,0	99,6	1055,6
1985	688	603	285	1576
1986	955	472	385	1812
1987	1064	407	225	1696
Mittelwert	902	494	298	1695

Auf das gesamte Einzugsgebiet von 1594 km² gerechnet würde die N-Belastung bei 2560 t N/a liegen. Hinzu gerechnet werden muß eine atmosphärische Belastung von ca. 330 t N/a (NAUSCH, 1993), wobei trockene Abscheidungen noch unberücksichtigt bleiben. Das Gewässersystem der Darß-Zingster Boddenkette erhält jährlich 2900-3000 t N, was einer Flächenbelastung von 14,7 bis 15,2 g N/m² a entspricht. Für den hochbelasteten Saaler Bodden wird ein noch höherer Wert von 17,2 g N/m² a bestimmt. Damit wird die hohe Stickstoffbelastung, wie sie bisher für die Boddenkette ermittelt wurde, einmal mehr bestätigt. Insgesamt kann zum Nährstoffhaushalt der Boddengewässer festgestellt werden, daß die Konzentrationen an anorganischen Nährstoffen im System der Darß-Zingster Boddenkette nicht unmittelbar und zu jeder Jahreszeit als Maß der Eutrophierungsprozesse genutzt werden können. Wie die Untersuchungen über Nährstoffeinträge bestätigen, besteht ein immenses Überangebot durch die Einträge. Interne Quellen sind wegen der Forcierung der internen Umsatzgeschwindigkeiten groß genug, um den Gewässerzustand und die Trophieverhältnisse deutlich zu beeinflussen.

Zusammenfassung

Auf der Basis langjähriger ökologischer Untersuchungen durch den Fachbereich Biologie der Universität Rostock und ihrer Forschungspartner

- zum Wasserhaushalt 1966 - 1990 = 25 Jahre (monatl. Basis)
- zum Salzhaushalt 1961 - 1993 = 33 Jahre (tägl. Basis)
- zum Nährstoffhaushalt kontinuierlich ab 1981 = 13 Jahre (tägl. Basis)

kann für die Darß-Zingster Boddengewässer der Charakter eines typischen Flachgewässerästuars mit großen raum/zeitlichen Variabilitäten insgesamt eingeschätzt werden. Außerdem können konkrete Erscheinungen zur Ökologie besser interpretiert werden. Die Nährstoffbelastung gibt deutliche Hinweise für einen hocheutrophen d.h. eutrophen bis hypertrophen Charakter. Für die Darß-Zingster Boddengewässer sind die konkreten hydrologischen, hydrographischen und hydrochemischen Verhältnisse von grundlegender Bedeutung für alle hydrobiologischen Erscheinungen.

Literatur

- BACHER, B. (1990). Untersuchungen zur Bioverfügbarkeit gelöster Phosphatfraktionen in Oberflächengewässern., Diss. A, Univ. Rostock, Fak. f. Biologie, Chemie u. Agrarwiss.
- BOWDEN, K. F. (1962). Estuaries and coastal waters., Proc Royal Soc. Ser. a, 265/1322, 320-325 (London).
- BROSIN, H. J. (1965). Hydrographie und Wasserhaushalt der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst., Veröff. Geophys.Inst., Univ. Leipzig, 2. Ser., XVII/3, 277-381.
- CAMERON, W. M.; PRITCHARD, D. W. (1963). Estuaries., in: The Sea. Vol 2, London-New York, 306-324.
- CORRENS, M. (1976). Charakteristische morphometrische Daten der Bodden- und Haffgewässer der DDR., Vermessungstechn., 24 (12), 459-461.
- CORRENS, M. (1979). Der Wasserhaushalt der Bodden- und Haffgewässer der DDR als Grundlage für die weitere Erforschung ihrer Nutzungsfähigkeit zu Trink- und Brauchwasserzwecken., Diss. B, Humboldt-Univ. Berlin, 254 S.
- CORRENS, M. u. MERTINKAT, L. (1977). Wasserhaushaltsdaten der Bodden- und Haffgewässer. Unveröff. Mitt. der Wasserwirtschaftsdirektion Küste.
- HURTIG, T. (1954). Die mecklenburgische Boddenlandschaft und ihre entwicklungsgeschichtlichen Probleme. Berlin.
- HURTIG, T. (1957). Physische Geographie von Mecklenburg. Berlin.
- KLIEWE, H. (1951). Die Klimaregionen Mecklenburgs. Diss., Univ. Greifswald.
- MERTINKAT, L. (1992). Wasserhaushaltsdaten der Bodden- und Haffgewässer. Unveröff. Mitt. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie.
- NAUSCH, G. (1981). Die Sedimente der Darß-Zingster Boddengewässer - Zustandsanalyse und Stellung im Stoffkreislauf. Diss. A, Univ. Rostock, Fakultät f. Biologie, Chemie u. Agrarwissenschaft.
- NAUSCH, G. (1992). Stickstoffbelastung der Darß-Zingster Boddengewässer. Publ. in Vorber.
- NAUSCH, G. (1993). Atmosphärische Stoffeinträge im Bereich der Darß-Zingster Boddengewässer. Publ. in Vorbereitung.
- NAUSCH, G. u. SCHLUNGBAUM, G. (1984). Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. - Teil 17: Spezielle Untersuchungen zur Dynamik der Oberflächensedimente eines flachen Boddengewässers (Barther Bodden). Acta hydrochim. hydrobiol. 12, 1, 61-72.
- NAUSCH, G.; SCHLUNGBAUM, G. (1991). Eutrophication and Restoration Measures in the Darß-Zingst Bodden Chain. Int. Revue Ges. Hydrobiol. 76, 451-463.
- NIEDERMEYER, R.-O.; Kliewe, H.; Janke, W. (1987). Die Ostseeküste zwischen Boltenhagen und Ahlbeck. VEB Hermann Haack Verl. Gotha.
- OTTO, T. (1913). Der Darß und Zingst - ein Beitrag zur Entwicklungsgeschichte der Vorpommerschen Küste. 13. Jahresber. Geogr. Gesell. Greifswald.
- PETZOLD, H. (1987). Stickstofftransformation an der Sediment/Wasser - Kontaktzone eutropher Flachgewässer unter besonderer Berücksichtigung der Denitrifikation. Diss. A, Univ. Rostock.
- SCHLUNGBAUM, G. (1979). Untersuchungen über Sedimentqualität der Darß-Zingster Boddenkette unter besonderer Berücksichtigung der Austauschprozesse zwischen Wasser und Sediment. Diss. B., Univ. Rostock.
- SCHLUNGBAUM, G. (1982a). Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR.- Teil 10: Die Rolle der Stoffaustauschprozesse an der Sediment/Wasser-Kontaktzone eutropher Flachgewässer und Möglichkeiten zur Untersuchung am Beispiel des Phosphatkreislaufes - ein Überblick am Beispiel der Darß-Zingster Boddenkette., Acta hydrochim. hydrobiol. 10, 2, 119-134.
- SCHLUNGBAUM, G. (1982b). Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR - Teil 11: Phosphatsorptionsgleichgewichte zwischen Sediment und Wasser in flachen eutrophen Küstengewässern., Acta hydrochim. hydrobiol. 10, 2, 135-152.
- SCHLUNGBAUM, G; BACHER, B. (1992). Ergebnisse zur biologischen Verfügbarkeit von Phosphatfraktionen verschiedenen Typs - eine Diskussion zur Nährstofflimitation., Publ. in Vorbereitung.

- SCHLUNGBAUM, G.; NAUSCH, G. (1988). Nutrient turn over at the sediment water interface in shallow eutrophic coastal waters. Kieler Meeresforschung, Sonderheft 6, 184-190.
- SCHLUNGBAUM, G.; NAUSCH, G. (1991). Ökologie eutrophierter Küstengewässer - Teilbericht IV/3: Belastungseinschätzung unter Berücksichtigung veränderter Umweltbedingungen sowie Aktualisierung der Phosphor- und Stickstoffbelastung der Gewässer., Unveröff. Forschungsber., Univ. Rostock, FB Biol.
- WIEMER, R.; GURWELL, B. R. (1991). Die Ostseeküste in Mecklenburg-Vorpommern., Wasser und Boden 1,13-16.

Verfasser

Prof.Dr. habil. Günter Schlungbaum
 Dr. Henning Baudler
 Universität Rostock
 FB Biologie
 18051 Rostock

Dr. Günther Nausch
 Institut für Ostseeforschung
 an der Universität Rostock
 18119 Rostock

Günter Schlungbaum; Günther Nausch; Henning Baudler

Sedimentstruktur und Sedimentdynamik in den Darß-Zingster Boddengewässern

Abstract

Mineral and sludgy Sediments are present in the Darss-Zingst Bodden waters. Sediment quality and variability show strong heterogenities within the spatio-temporal structure of these waters.

In summary:

- Today, considerable amounts of nutrients are accumulated in the sediments of the Bodden chain. These nutrients participate in short-circuited cycles in the Bodden material budget and cause an acceleration of the cycle.
- With regard to the water's appearance, a stabilizing function is determined to the sediments (eg. phosphate).
- The success of a redevelopment concept for the bodden chain will depend on consideration and integration of the Sediments problem.
- Qualitative and quantitative analysis of the composition and reactivity of the Sediments have increasingly to become an element of the water evaluation Systems.

1 Einleitung

Typisch für die Boddengewässer an der mecklenburgisch-vorpommerschen Ostseeküste sind seit dem Entstehen der Bodden- und Haffgewässer sandige Sedimente. Bedingt durch den allmählichen Meeresspiegelanstieg und der damit verbundenen Überflutung von Landzonen ist eine dünne Torfschicht auf den Sedimenten weit verbreitet. Aufgrund allein der natürlichen Nährstoffeinträge sind Ästuare von Natur aus hochproduktive Systeme. Die forcierten Nährstoffeinträge der Neuzeit haben die Primärproduktionsleistungen zusätzlich enorm erhöht. Die für Ästuargewässer typische Variabilität der hydrologischen und hydrographischen Strukturen zeichnet diesen Gewässertyp durch relativ hohe Sedimentationsraten aus, die in der Raum/Zeit-Struktur unterschiedlich verteilt sind. Die Ansammlung von unzersetzter organischer Masse führt zur Verschlickung großer Boddenregionen. In der Regel sind hiervon insbesondere Flußmündungsgebiete betroffen. Die stark variierende Wasserdynamik durch Strömungen und windbedingte Turbulenzen ist im Folgeprozeß verantwortlich für die

weiträumige Verteilung dieser organischen Sedimente. Dieser Prozeß der Verlandung ist durch die hohen Nährstoffeinträge als Folge nicht geschlossener Kreisläufe in den Einzugsgebieten besonders in den letzten 100 Jahren enorm beschleunigt worden. Die Sedimente stehen mit den Erscheinungen der Wasserbeschaffenheit in enger Beziehung (SCHLUNGBAUM, BAUDLER und NAUSCH, 1994).

2 Zur Rolle der Sedimente in den Bodden und Haffen

Die Sedimentqualitäten in den inneren Küstengewässern reichen vom Typ starker mineralischer (sandiger) Struktur bis hin zu sehr unterschiedlich hohen organischen Substanzanteilen, bis über 40 % der Trockenmasse sind als Glühverlust ermittelt worden. Für die ökologischen Analysen des Fachbereiches Biologie ist eine Grobklassifizierung (LINDNER, 1972) in einen

Mineralbodenkomplex (Mk), mit organischen Gehalten kleiner 5 %
und einen

Schlickbodenkomplex (Sk), mit organischen Gehalten über 5 %

Grundlage aller Betrachtungen. Aus der Sicht der Gewässeranalyse werden nur Oberflächensedimente (in der Regel 5 cm tief) betrachtet.

Sedimente können im Gewässer stabilisierender und auch destabilisierender Faktor für das ökologische Gleichgewicht sein:

- Die hohen Anteile an organischen Substanzen werden in Abhängigkeit von verschiedenen Faktoren (Temperatur, Aufwirbelung, Organismenaktivität...) langsam oder schneller abgebaut und erzeugen so sehr differenzierte Sauerstoffzehrungen
- Die hohen organischen Anteile erzeugen über physikalisch-chemisch wirkende Sorptions-/Desorptionsprozesse sehr niedrige und gleichmäßig in der Raum/Zeitstruktur erscheinende Phosphatkonzentrationen. Diese Gleichgewichtskonzentration (zwischen der Nachweisgrenze und ca. 1 µmol/l) reichen aber für die gemessenen hohen Primärproduktionsraten aus.
- Die Schlickanteile sind auch befähigt, Schadstoffe (Schwermetalle, Pflanzenschutzmittel...) zu sorbieren und diese Stoffe so aus ihrer Negativwirkung auf die Stoffkreisläufe mindestens vorübergehend zu entziehen.
- Die heutige teilweise/regional differenzierte hohe Wassertrübung ist ein Ausdruck großer Partikelkonzentrationen (Seston). Neben der Akkumulation planktischer Biomasse ist zu einem großen Teil das aufgewirbelte Sediment dafür verantwortlich (GEORGI, 1983). Die dadurch beeinflussten Lichtbedingungen haben auch zum Rückgang der Makrophyten geführt.

Aus diesen Gründen gehörten die Sedimente schon sehr frühzeitig zum Arbeitsfeld der komplexen ökologischen Analysen des Fachbereiches (früher Sektion) Biologie der Universität Rostock. Schwerpunktmäßig werden die Gewässer der Darß-Zingster Boddenkette bearbeitet.

3 Zur Verteilung der Sedimentqualitäten in den Darß-Zingster Boddengewässern

3.1 Kartierungsarbeiten

Eine wesentliche Grundlage für die Einschätzung der Bedeutung der Sedimente war die Durchführung eines umfangreichen Kartierungsprogrammes. In den Jahren 1977 - 1980 und 1990 wurde die Gesamtaufnahme der Oberflächensedimente vorgenommen. Ziel dieses Programmes war es, detaillierte Kenntnisse über den Istzustand der Sedimente zu erhalten, Fragen der Variabilität und der Heterogenität zu klären und letztlich eine fundierte Grundlage für Untersuchungen zur dynamischen Rolle der Sedimente im Stoffkreislauf zu schaffen. Die Aufnahmen erfolgten jeweils mit einem Netz homogen verteilter Probenahmestationen, wobei die Stationsentfernung je nach Größe des Boddens zwischen 500 und 1000 m variierte, so daß insgesamt 811 Stationen erfaßt wurden:

Gewässerteil	Fläche (km ²) (CORRENS 1976)	Aufnahmeterrnin	Stationszahl (= Probezahl)
Grabow	41,5	September 1978	87
Barther Bodden	19,4	Juni 1977 Juli 1978 August 1979 Mai 1980 Juli 1990	100 100 102 101 99
Bodstedter Bodden	24,1	September 1979	102
Saaler Bodden / Ribnitzer See	80,9	Juli 1980	120

Die wesentlichen Ergebnisse dieser Arbeiten sind in den Forschungsberichten Boddeneutrophierung - Boddennutzung (1982), Sedimentbericht der Darß-Zingster Boddenkette (1983) und Entwicklung der Gewässerbeschaffenheit im Bereich der Darß-Zingster Boddenkette 1988 - 1990 (1990) zusammengefaßt worden. Weiterhin sei auf die Publikationsreihe Sedimentchemischen Untersuchungen in Küstengewässern ... (bisher 31 Mitteilungen, meistens in der Wiss. Zeitschrift der Universität Rostock, Math.-Nat. Reihe ab 1977) verwiesen.

Zur Untersuchung gelangte die 5 cm-Oberflächenschicht, die mit einem Stechrohr (ARLT, 1970; SCHLUNGBAUM et al., 1977) gewonnen wurde. Das Probenmaterial wurde auf folgende Parameter analysiert:

Wassergehalt,
organischer Gehalt,
Korngrößenverhältnisse,
Gesamtposphor,
HCl-lösliches Eisen.

Eine genaue Beschreibung der Methoden findet sich in oben genannten Arbeiten sowie beim SCHLUNGBAUM, 1979.

Für die Arbeiten im Bereich der Boddengewässer wird die zu Beginn der sedimentologischen Untersuchungen vorgenommene Untergliederung in einen Mineralbodenkomplex (MK) und einen Schlickbodenkomplex (SK) beibehalten. Hauptkriterium für die Zuordnung bildet der Gehalt an organischer Substanz, wobei ein Wert von $>$ bzw. $< 5\%$ TS als Grenze gesetzt wird.

3.2 Sedimentqualitäten

In der Tab. 1 sind die Mittel- und Extremwerte für den Gehalt an organischen Substanzen für die Gewässerteile der Boddenkette zusammengefaßt worden, wobei die Zuordnung zu den beiden Sedimenttypen vorgenommen wird.

Tabelle 1 Verteilung der organischen Gehalte in der Sedimentoberflächenschicht der Boddenkette (in % Trockensubstanz) (Mittel-, Minimal- und Maximalwerte)

	Mineralbodenkomplex					Schlickbodenkomplex				
	- Mk -		organischer Anteil			- Sk -		organischer Anteil		
Mk + Sk = 100%	Probenzahl		Mittel	Minimum	Maximum	Probenzahl		Mittel	Minimum	Maximum
	n	%				n	%			
Grabow	51	59	1,7	0,1	5,1	36	41	16,6	5,3	42,8
Barther Bodden / 1980	58	57	2,3	0,2	4,8	43	43	12,1	5,3	25,9
Bodstedter Bodden	51	50	1,6	0,2	4,8	51	50	20,3	5,1	36,8
Saaler Bodden	39	54	1,4	0,2	3,3	33	46	15,8	5,2	34,2
Ribnitzer See	6	12	2,6	1,5	4,3	42	88	19,5	9,1	43,2

Mit den Abb. 1 und 2 werden 2 ausgewählte Situationen für den Barther Bodden und den Saaler Bodden als Beispiel gezeigt.

Folgende Verallgemeinerungen und Schlußfolgerungen sind möglich:

- 50 bis 60 % der Proben sind dem Mineralbodenkomplex zuzuordnen, wobei keine Zunahme des Schlickanteils von Ost nach West feststellbar ist.
- Die größten Schlickkonzentrationen werden in Flußmündungsgebieten (Recknitz/Ribnitzer See, Barthe/Barther Strom) ermittelt. Außerdem werden solche in Regionen mit windgeschützter Lage oder abgeschlossenen Boddentteilen festgestellt (z. B. Wiecker Bucht und Redensee im Bodstedter Bodden).

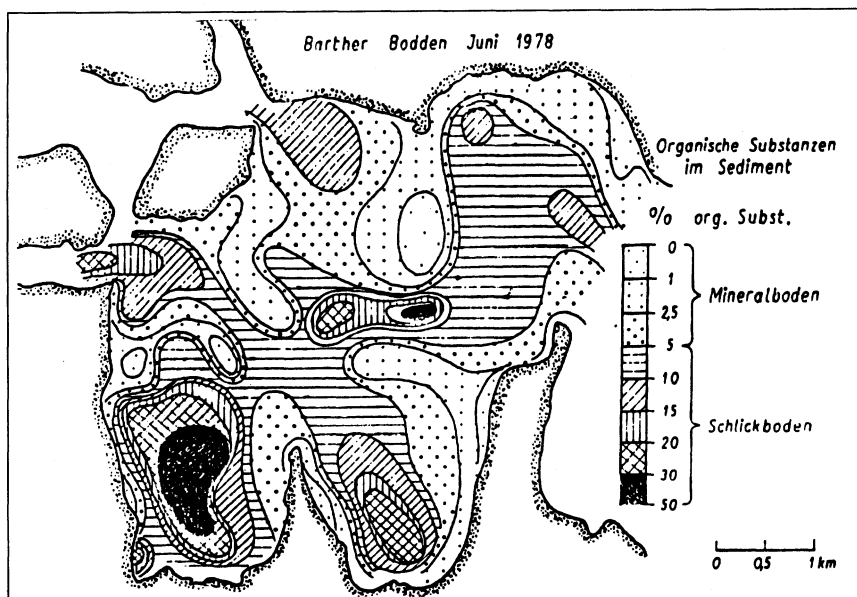


Abb. 1 Horizontalverteilung der Sedimentqualitäten im Barther Bodden
(5 cm Oberflächenschicht des Sediments)

- Sammelpunkte für Schlickkonzentrationen sind nicht immer die tiefsten Bodenstellen, wie am Beispiel des Saaler Boddens gezeigt werden kann.
- Für die Verteilung der organischen Substanzen scheinen vor allem Größe, Abgeschlossenheit und Topographie ausschlaggebend zu sein. So sind Flachwasserbereiche, Haken, windexponierte Anstiege aus Senken meist mineralischer Natur, während sich Schlick in Mulden, Senken und mehr oder weniger stark abgeschlossenen Gewässerteilen weitgehend unabhängig von der absoluten Wassertiefe sammelt. Dabei nehmen Strömungs- und Zirkulationsprozesse zusätzlich Einfluß auf aktuelle Verteilungen.
- In der Regel sind Flachwasserbereiche mit Gewässertiefen < 1 m mineralischer Natur. In großen Bodden kann dieses bis auf die 2 m-Tiefenlinie ausgedehnt werden:

	% Schlickbodenkomplex	
	Tiefe bis 1 m	Tiefe bis 1-2 m
Grabow	0	0
Barther Bodden	1	17
Bodstedter Bodden	1	33
Saaler Bodden	8	18
Ribnitzer See	0	89

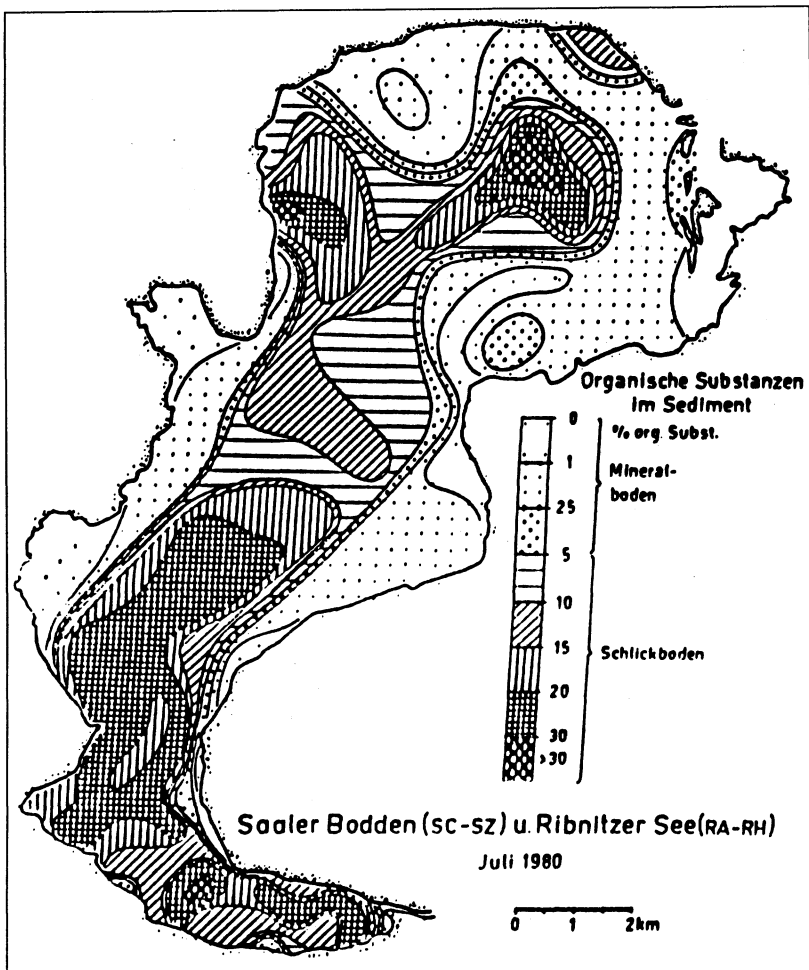


Abb. 2 Horizontalverteilung der Sedimentqualitäten im Saaler Bodden
(5 cm Oberflächenschicht des Sediments)

Zwischen den organischen Gehalten der Sedimente als Leitcharakteristika und anderen Sedimentparametern bestehen in der Regel recht enge korrelative Beziehungen (Tab. 2).

Tabelle 2 Korrelationskoeffizienten für Beziehungen zwischen Sedimentparametern (ausgewählte Parameter)

a: organische Substanz/Wassergehalt

b: organische Substanz/mittlere Korngröße

c: organische Substanz/Gesamtphosphor

d: organische Substanz/HCL-lösliches Eisen

e: Gesamtphosphor/HCL-lösliches Eisen

	n	a	b	c	d	e
Grabow	87	+0,83	-	+0,71	+0,74	+0,94
Barther Bodden	101	+0,84	-0,40	+0,87	+0,87	+0,92
Bodstedter Bodden	102	+0,89	-0,52	+0,89	+0,87	+0,91
Saaler Bodden	69	+0,86	-0,59	+0,79	+0,74	+0,92
Ribnitzer See	48	+0,69	-	+0,57	+0,54	+0,70

Es ist zu beobachten, da die Sedimente mit steigendem organischen Gehalt zunehmend feinkörniger werden (negative Korrelationskoeffizienten in Tab. 2). Im Mineralboden dominieren in der Regel Mittelsandanteile (0,2...0,5 mm), während im Schlickboden der Feinsand vorherrscht (0,1...0,2 mm). Für den Saaler Bodden und den Ribnitzer See verlagern sich die Dominanzen sogar zu Staubbfraktion (< 0,063 mm). Obwohl der organische Gehalt der Sedimente mit Ausnahme des Ribnitzer Sees von Ost nach West nicht zunimmt, verändert sich die Sedimentstruktur (Tab. 3).

Tabelle 3 Prozentualer Anteil der Hauptkorngrößenfraktionen (für den Grabow liegen keine Analysen vor)

	Mittelsand 0,2 - 0,5 mm	Feinsand 0,1 - 0,2 mm	Mehlsand 0,063 - 0,1 mm	Staub* <0,063 mm
Barther Bodden	57,4	21,2	3,5	11,8
Bodstedter Bodden	49,8	34,2	6,6	10,1
Saaler Bodden	33,5	33,0	10,8	21,0
Ribnitzer See	10,8	29,7	14,5	39,5

* Bemerkung: Die Staubbfraktion besteht bei der Anwendung der Naßsiebung weitgehend aus organischer Substanz

In der Eutrophierungsproblematik spielt die Akkumulation von Phosphaten in den Sedimenten eine wichtige Rolle. Die schlackigen Sedimente sind in der Regel auch die mit dem höchsten Phosphor- und Eisengehalten. Die Korrelationsmatrix in Tab. 2 belegt das auch. So verfügen schlackige, feinkörnige Mulden und Buchten über hohe Konzentrationen. Flache Uferbereiche, Haken, exponierte Anstiege besitzen mineralische, gröbere Natur mit entsprechend niedrigen Phosphor- und Eisenwerten. Auch bei diesen Kriterien ist kein durchgehender Anstieg von Ost nach West feststellbar. Vielmehr vollzieht sich ein starker

Anstieg aus den Zentren der einzelnen Boddenteile in die Mündungsbereiche der Flüsse hinein. So ergibt sich für die Verteilung der durchschnittlichen Gehalte an Gesamtphosphor auf die einzelnen Stufen organischer Gehalte ein recht unterschiedliches Bild (P = Mittelwerte) Tab. 4.

Tabelle 4 P-Verteilung auf Stufen organischer Gehalte der einzelnen Boddenteile (P = mg/g TS)

organischer Gehalt %	<5	5...10	10...20	20...30	> 30
Grabow	0,16	0,50	0,63	0,62	0,39
Barther Bodden	0,20	0,43	0,73	0,86	-
Bodstedter Bodden	0,17	0,37	0,77	0,99	1,00
Saaler Bodden	0,15	0,68	0,92	1,15	0,87
Ribnitzer See	0,34	1,11	1,16	1,45	1,26

Interessant ist, daß beim Vergleich gleicher organischer Gehalte eine deutliche Ost-West-Beziehung festgestellt werden kann. Die im Westteil der Boddenkette - aber auch im Barthemündungsgebiet - verstärkt zugeführten Phosphormengen werden also, wiederum begünstigt durch die extreme Flachheit der Gewässerteile und die damit verbundene intensive Durchmischung, sofort sorptiv gebunden. Es werden Werte bis 2,6 mg/g TS für Phosphor festgestellt. Damit liegen auch in den Darß-Zingster Boddengewässern die Werte im typischen Bereich der für Küstengewässer mitgeteilten Befunde, PETERSEN und KROGH, (1973) für die Flensburger Förde und NELLEN (1970) für die Schlei.

3.3 Sedimentdynamik

Die einmalige intensive Beprobung aller Hauptbodden in den Jahren 1977 bis 1980 gibt eine gute Grundlage zur Inventarisierung der Beschaffenheit der reaktiven Sedimentoberflächenschicht. Jedoch mußte geprüft werden, inwieweit diese "Moment"-Aufnahmen verallgemeinerbaren Charakter tragen. Folgerichtig wurde die Aufnahme des Barther Boddens zwischen 1977 und 1980 jährlich wiederholt. Eine erneute Untersuchung erfolgte 1990, um neben Aussagen zur Sedimentdynamik auch mögliche längerfristige Veränderungen zu erfassen. Die relativ leichte Möglichkeit der Ortsbestimmung im Barther Bodden läßt die Wiederfindung der Meßpunkte ebenso als gesichert erscheinen, wie die weitgehende Identität der hypsometrischen Kurven aller 5 Aufnahmen (NAUSCH und SCHLUNGBAUM, 1991). Die Verteilung der organischen Substanzen im Jahre 1990 bestätigt im wesentlichen die bekannten Aussagen.

In der Regel findet sich eine der Bodentopographie angepaßte Verteilung der Sedimente. Mulden, abgeschlossene Becken und Rinnen, windgeschützte Regionen zeichnen sich durch entsprechende Schlickkonzentrationen aus, wobei die absolute Wassertiefe wieder nur eine untergeordnete Rolle spielt. Haken, Bodenwellen und windexponierte Anstiege aus Senken sind meistens mineralisch.

Tabelle 5 Prozentuale Verteilung der Bodenstruktur im Barther Bodden zwischen 1977 und 1990

	Jun 1977	Juli 1978	August 1979	Mai 1980	Juli 1990
Mineralbodenkomplex	66	53	47	57	56
Schlickbodenkomplex	34	47	53	43	44
mittlere organische Trockensubstanz %TS	5,9	8,2	8,1	6,4	7

Diese vergleichenden Aufnahmen zeigten, daß im Barther Bodden durchaus einige feststehende Strukturen vorhanden sind, die insbesondere in den Flachwasserbereichen zu finden sind. Diese werden durchweg als mineralisch mit nur geringfügigen Variabilitäten gefunden. Andererseits gibt es Gebiete mit nahezu ständiger Schlickbedeckung, wie die Barther Bucht, die Barthemündung, das Fahrwasser nach Zingst, Teile der Kleinen Wiek im Norden und die Glöwitzer Bucht. Die Unterschiede sind hier von Aufnahme zu Aufnahme jedoch wesentlich größer, was für eine hohe Mobilität der Sedimente spricht. Dazwischen gibt es typische Übergangsbereiche. Die Abb. 3 zeigt diese Verallgemeinerung.

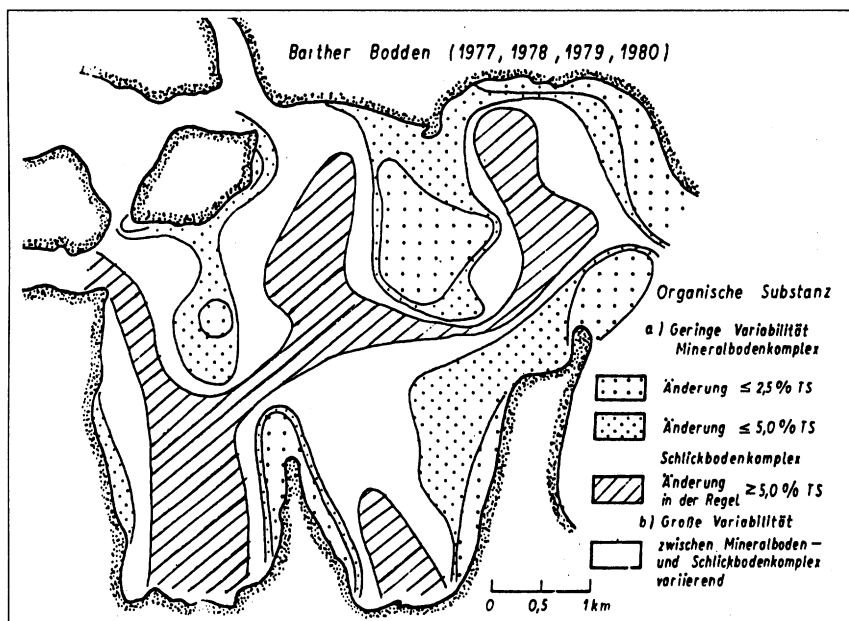


Abb. 3 Variabilität der Sedimentbeschaffenheit des Barther Boddens im Zeitraum 1977 - 1980 (1990 keine Veränderung)

Nahezu analoges läßt sich für die Phosphorverteilung feststellen. Faßt man die Aussagen aller 5 Aufnahmen für die verschiedenen Parameter zusammen, muß fest gestellt werden, daß sich für den untersuchten Zeitraum von nahezu 15 Jahren keine Tendenz zur verstärkten Akkumulation nachweisen läßt. Auch die Phosphorgehalte, und das ist besonders bemerkenswert, haben sich im genannten Zeitraum nicht erhöht. Daraus darf jedoch nicht geschlossen werden, daß die Belastung gering und ohne Auswirkungen auf das Gewässer oder die Sedimente ist. Vielmehr muß darauf hingewiesen werden, daß trotz hoher Belastung, die durch Messungen belegt ist, keine Veränderungen im Phosphorstatus zu registrieren sind. Diese ausbleibenden Veränderungen im Phosphorstatus der Sedimentoberflächenschicht sind ein Zeichen dafür, daß die Sedimentdynamik mit ihren Kenngrößen Sedimentation/Resuspension, Sorption/Desorption hier auf Grund der hohen Produktivität der Gewässer und seiner Flachheit erheblichen Einfluß ausübt. Die registrierte Belastung der Sedimente mit Phosphat ist aber ausreichend für den hohen Trophiestatus der Gewässer. Für Sanierungsstrategien ist dieser Fakt grundlegend (RYDING and FORSBERG, 1977; LIJKLEMA, 1986; SINKE et al., 1990).

4 Sediment/Wasser-Wechselwirkungen

Der Eutrophierungsprozeß in den Küstengewässern ist ein an sich natürlicher Prozeß. In der jüngsten Zeit ist er durch unbewältigte Kreisläufe in der Küstenlandschaft enorm beschleunigt worden. Das Boddenökosystem hat dabei einen eingreifenden Strukturwandel erfahren. Aus der einst durch Makrophyten bestimmten Situation entstand eine solche, die mehr auf Plankter orientiert ist, zunehmend auf Formen des Pico- und Nanoplanktons, Bakterien, Flagellaten, Ciliaten und Metazooplanktongruppen. Dieses mikrobielle Nahrungsgefüge ist in der Lage, vorhandene hohe Nährstoffbelastungen im Sediment schnell zu mobilisieren und wieder zu nutzen. Im Sediment selbst sind die Mikro-, Meio- und Makrofauna an diesen Prozessen beteiligt. Diese Kreislaufbeschleunigung ist nicht oder kaum zu regulieren, schon gar nicht in Richtung einer Gewässersanierung mit Stabilisierung der Beschaffenheitssituation.

Die Sedimentqualitäten und -quantitäten sowie ihre Mitwirkung am Kreislaufgeschehen sind von grundlegender Bedeutung. SCHIEWER (1994) konnte am Beispiel des C-Kreislaufes zeigen, daß von den 70er Jahren zu den 80er Jahren bei einem relativ großen Rückgang der Biomasseproduktion (Phytoplankton und Makrophytobenthos) der effektive Massezugang zum Sediment größer geworden ist.

1978: Sedimentation 58,0 % (= 40 200 kg/ha . a) der Primärproduktion
1985: Sedimentation 95,2 % (= 44 348 kg/ha . a) der Primärproduktion

Aus diesem Grunde hat sich der Fachbereich Biologie in der Vergangenheit auch verstärkt der Problematik der Sediment/Wasser-Wechselwirkungen zugewandt.

Bei in-situ- und Laborexperimenten mit Hilfe sogenannter Glockenversuche ist für die Wirkung der Sedimente ein Sauerstoffumsatz an der Grenzfläche Sediment/Wasser in sehr unterschiedlicher Größenordnung ermittelt worden. In Abhängigkeit von der Sedimentqualität, der Turbulenz an der Grenzfläche, der Temperatur konnten Werte bis zu $1.145 \text{ ml O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ($= 1.630 \text{ mg O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) gemessen werden (SCHLUNGBAUM, 1979, BAADER, 1981, PETZOLDT, 1987, KLINKENBERG, 1987). Der Phosphorhaushalt flacher eutropher Gewässer wird im wesentlichen durch die Ausbildung von Phosphatsorptions-/desorptionsgleichgewichten an der Grenzfläche Sediment/Wasser bestimmt. Im Resultat dieser Wechselwirkung wird allgemein eine Gleichgewichtskonzentration zwischen Nachweisgrenze und einem Wert unterhalb $1 \text{ } \mu\text{mol/l}$ gemessen. Höhere Werte treten dann auf, wenn bei fehlender Intensität der Wechselwirkungen (z. B. ruhiges Wasser) die P-Freisetzungsprozesse die Oberhand gewinnen. Dann sind Freisetzungsraten bis $16,7 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ möglich. Die aktuelle Phosphatkonzentration ist also kein Maßstab für die Belastung des Flachgewässers (so auch der Boddengewässer) mit Phosphorverbindungen (SCHLUNGBAUM, 1979; BAADER, 1981). Für Prozesse im Stickstoffhaushalt liegen vielseitige Arbeiten mit Ergebnissen zur Ermittlung des Nitratzehrungspotentials, der Denitrifikation und der Ammonifikation vor. Durch Glockenexperimente im Gewässer und auch im Laborversuch werden Ammoniumfreisetzungsraten im Bereich von 30 bis $90 \text{ mg Stickstoff m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ermittelt. Die Streuung wird verursacht durch die Wahl des Wasserkörpers und die Sedimentqualität. Einzelwerte bis $230 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ sind bei intensiven Sediment/Wasser-Wechselwirkungen möglich. Die Denitrifikationsleistung eines Sediment/Wasser-Systems ist abhängig von der Ausbildung anaerober Zustände im Reaktionsraum. Werden dann Nitratkonzentrationen zugeführt, können Werte bis zu $73 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ermittelt werden (BLOSS, 1981, BAADER, 1981, PETZOLDT, 1987, KLINKENBERG, 1987).

Inhalt weiterer Untersuchungen waren die Sestonproblematik und das Sedimentationsverhalten (NAUSCH, 1981, GEORGI, 1983).

Die folgende Übersicht enthält noch einmal die Maximalwerte für die im Sediment/Wasser-Bereich untersuchten Prozesse.

Die Leistungspotentiale an der Sediment/Wasser-Kontaktzone können in Abhängigkeit von den Bedingungen mit folgenden Maximalwerten angegeben werden:

Sauerstoffzehrung	bis 1 145 ml O ₂ m ⁻² d ⁻¹
Phosphatfreisetzung	bis 16,7 mg P m ⁻² d ⁻¹
Ammoniumfreisetzung	30 - 90 mg N m ⁻² d ⁻¹
Einzelwerte	bis 230 mg N m ⁻² d ⁻¹)
Denitrifikationsleistung	bis 73 mg N m ⁻² d ⁻¹ (Dieser Betrag ist jedoch abhängig von der Nitratsnachlieferung in den anaeroben Reaktionsraum.)

Von grundlegender Bedeutung ist, da das Phosphat trotz hoher Mobilität in der Gewässerstruktur nur mit einer kleinen aber über den Jahresgang nahezu stabilen Konzentration erscheint. Sorptions-/Desorptionsprozesse gestalten dieses Niveau und halten dabei Phosphat in einem für die biologischen Prozesse ausreichendem Maß zur Verfügung.

Aus Bilanzrechnungen geht u. a. hervor, daß der Wert der Phosphatfreisetzung aus dem Sediment den 2 - 4-fachen Wert der Belastung der 80er Jahre von Außen erreichen kann.

Zusammenfassung

In den Darß-Zingster Boddengewässern kommen mineralische und schlickige Sedimente vor. Die Sedimentqualität und Sedimentvariabilität zeigt große Heterogenitäten in der Raum/Zeitstruktur. Insgesamt kann davon ausgegangen werden,

- daß in den Gewässersedimenten heute große Nährstoffmengen akkumuliert sind und diese über kurzgeschlossene Kreisläufe immer schneller am Gesamtstoffumsatz teilnehmen;
- daß Sedimente für die äußere Erscheinung eine Stabilisierungsfunktion ausüben (Beispiel: Phosphat);
- daß der Erfolg eines Sanierungskonzeptes in engem Zusammenhang mit der Sedimentproblematik zu sehen ist;
- daß die Qualität und Quantität der Sedimente, Sedimentzusammensetzung und Sedimentreaktivität mehr und mehr zum Element der Beschaffenheitsbewertung werden müssen.

Literatur

- ARLT, G.: Zur Gewinnung von Sedimentproben für quantitative Microbenthosuntersuchungen in flachen Gewässern.- unveröff. Forschungsbericht, Sektion Biologie, WPU Rostock, 1970
- BAADER, G.: Nährstoffgleichgewichte an der Sediment/Wasser-Kontaktzone von Flachwasser-ökosystemen.- WPU Rostock, Fakultät Biologie, Chemie und Agrarwissenschaften, Dissertation A, 1982

- BLOSS, S.: Untersuchungen zum Stickstoffkreislauf an der Sediment/ Wasser-Kontaktzone in der Kurr-Bucht der Darß-Zingster Boddenkette unter besonderer Berücksichtigung der Denitrifikation.- Sektion Biologie, WPU Rostock, Diplomarbeit, 1981
- GEORGI, F.: Untersuchungen zur Variabilität von Qualität und Quantität des Sestons in den Darß-Zingster Boddengewässern.- WPU Rostock, Fakultät für Biologie, Chemie und Agrarwissenschaften, Dissertation A, 1983
- KLINKENBERG, G.: Untersuchungen zum Einfluß von Schwermetallen auf Denitrifikationsleistung von Gewässern.- WPU Rostock Fakultät für Biologie, Chemie und Agrarwissenschaften, Dissertation A, 1987
- LIJKEA, L.: Phosphorus accumulation in Sediments and internal loading., *Hydrobiol. Bull.* 20, (1/2), 1986.-S. 213-222
- LINDNER, A.: Soziologisch-ökologische Untersuchungen an der submersen Vegetation in der Boddenkette.- Universität Rostock, Disseration, 1972
- NAUSCH, G.: Die Sedimente der Darß-Zingster Boddengewässer-Zustandsanalyse und Stellung im Phosphorkreislauf.- WPU Rostock, Fakultät für Biologie, Chemie und Agrarwissenschaften, Dissertation A, 1981
- NAUSCH, G.; SCHLUNGBAUM, G.: Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. - XV. Zur Beschaffenheit der Sedimentoberflächenschicht des Saaler Boddens.- *Wiss. Z. WPU Rostock*, 31, N-Reihe 6, 1982.- S. 69 - 74
- NAUSCH, G.; G. SCHLUNGBAUM: Eutrophication and restoration measures in the Darss-Zingst bodden chain.- *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 76, 3, 1991. - S. 451 - 463
- NAUSCH, G.; G. SCHLUNGBAUM.: Sedimentbericht für die Darß-Zingster Boddenkette.- unveröff. Forschungsbericht, Sektion Biologie der Rostock, 1983
- NAUSCH, G.; G. SCHLUNGBAUM; G. BAADER: Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. - XIV. Zur Beschaffenheit der Oberflächensedimente im Bereich der Ober- und Unterwarnow.- *Wiss. Z. Rostock*, 32, N-Reihe 5, 1983.- S. 15-19
- NELLEN, W.: Chemische, mikrobiologische und planktologische Untersuchungen in der Schlei im Hinblick auf die Abwasserbelastung. - 2.9 Sediment.- *Kieler Meeresforsch.* 26, 2, 1970.-S. 144-150
- PETERSEN, M., O. KROGH: Untersuchungen der Flensburger Förde - Teilbericht 5: Sedimentuntersuchungen.- Gemeinsames Komitee Flensburger Förde, Selbstverlag Aabenrae, 1973
- PETZOLDT, H.: Stickstofftransformation an der Sediment/Wasser-Kontaktzone eutropher Flachgewässer unter besonderer Berücksichtigung der Denitrifikation.- WPU Rostock, Fakultät für Biologie, Chemie und Agrarwissenschaften, Dissertation A, 1987
- RYDING, S.-O.; C. FORSBERG: Sediments as a nutrient source in shallow polluted lakes.- *SIL-UNESCO Symp. "Interactions between Sediments and freshwater"*, Amsterdam 1976, (Ed.: H.L. Golterman, IUNK and PUDOC, The Hague, 1977.- S. 227- 234
- SCHLUNGBAUM, G.: Untersuchungen über die Sedimentqualität in den Gewässern der Darß-Zingster Boddenkette unter besonderer Berücksichtigung der Stoffaustauschprozesse zwischen Wasser und Sediment.- WPU Rostock, Fakultät für Biologie, Chemie und Agrarwissenschaften, Dissertation B, 1979
- SCHLUNGBAUM, G.: Das Eutrophierungsproblem der Bodden und Haffe.- *BODDEN* 1, 1994.- S. 13-29
- SCHLUNGBAUM, G.: Funktionen der Boddengewässer bei der Reinhaltung der Ostsee.-Mat. des Symp. Wasserschutzpolitik in Mecklenburg-Vorpommern.- EU-Arbeitsgruppe, 1994
- SCHLUNGBAUM, G.; G. NAUSCH: Boddeneutrophierung / Boddennutzung.- unveröff. Forschungsbericht, Sektion Biologie der WPU Rostock, 1982
- SCHLUNGBAUM, G.; G. NAUSCH: Entwicklung der Gewässerbeschaffenheit im Bereich der Darß-Zingster Boddenkette Im Zeitraum 1988/1990.- unveröff. Forschungsbericht, Sektion Biologie der Univ. Rostock, 1990
- SCHLUNGBAUM, G.; M. VOELKNER; S. STOLLE; J.-A. v. OERTZEN: Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. - I. Zur Methodik der Untersuchungen der chemischen Zusammensetzung von Sedimentoberflächenproben in eutrophierten Küstengewässern.- *Acta hydrochim. hydrobiol.* 5, 2, 1977.- S. 123 - 134

SCHLUNGBAUM, G.; H. BAUDLER; G. NAUSCH: Die Darß-Zingster Boddenkette - ein typisches Flachwasserästuar an der südlichen Ostseeküste.- dieses Heft, 1994
SINKE, A. J. C.; A. A. CORNELESE; P. KEIZER; O. S. P. VANTONGERN; T. E. CAPPENBERG: Mineralisation, water chemistry and phosphorus release from peaty sediment in eutrophic Loosdrecht lakes, The Netherlands.- Fresh Water Biology 23, 1990.- S.587 - 599

Verfasser

Prof.Dr. Günter Schlunbaum
Universität Rostock
FB Biologie
18051 Rostock

Norbert Wasmund; Ulrich Schiewer

Überblick zur Ökologie und Produktionsbiologie des Phytoplanktons der Darß-Zingster Boddenkette (südliche Ostsee)

Abstract

The temporal and spatial patterns of the biomass, species composition and primary production of the phytoplankton of the Darss-Zingst bodden chain were investigated in the course of more than two decades. The influence of the different abiotic (e.g. light, temperature, nutrients) and biotic (e.g. grazing) factors was considered. In the second half of the 1980s, the hitherto dominating cyanobacteria were suppressed by coccoid green algae. Perhaps the contemporary decrease of pH or the decrease of copepods is the reason for this reduction of the nano- and microp planktonic cyanobacteria. The general seasonal succession has, however, not changed.

1 Einleitung

Seit 1969 wurden vom Fachbereich Biologie der Universität Rostock Untersuchungen zur Struktur des Phytoplanktons (Artenzusammensetzung und Biomasse) der Darß-Zingster Boddenkette durchgeführt.

Die im Verlaufe des mehr als 20jährigen Zeitraumes mit den Phytoplanktonzählungen betrauten Bearbeiter waren:

- | | |
|--------------------------------------|----------------------------------|
| • 1969 - 1970 | DOLL, H. (unveröff.) |
| • 1971 | RIESENWEBER (1972) |
| • 1972 | KELL (KELL und RIESENWEBER 1975) |
| • 1973 - 1980 | NASEV (1976 und unveröff.) |
| • April 1981 - März 1982 | LOBODA (1982) |
| • April 1981 - Mai 1983 (nur Zingst) | BÖRNER (1984) |
| • 1984-1990 | WASMUND (unveröff.) |
| • 1991 - 1992 | SCHUMANN (1993) |

Eine Zusammenschau dieser Vielzahl von Arbeiten ist bisher nicht erfolgt, da sie problematisch ist, denn durch unterschiedliche Zählgenauigkeit und Artenkenntnis der einzelnen Bearbeiter sind die verschiedenen Arbeiten oft nicht vergleichbar. Um die an sich sehr wertvolle Langzeit-Meßreihe für Trenduntersuchungen aber dennoch zu nutzen, sollen zumindest die umfangreichen Arbeiten

von NASEV und WASMUND, die zum Teil noch unveröffentlicht sind, miteinander verglichen werden.

Auch die Untersuchungen zur Funktion des Phytoplanktons, speziell der Primärproduktion, sind von verschiedenen Bearbeitern durchgeführt worden. Bereits in den 60er Jahren führte HÜBEL sporadische Produktionsbestimmungen in der Darß-Zingster Boddenkette durch (HÜBEL 1969). In den 70er Jahren konnten die Arbeiten aufgrund regelmäßiger Terminfahrten intensiviert werden (HÜBEL 1973, HELLWIG 1976, KELL und BÖRNER 1980). In den 80er Jahren (bis 1986) fanden die Primärproduktionsmessungen nur noch im Zingster Strom statt (BÖRNER 1984, WASMUND 1987). In den Jahren 1991 und 1992 wurden an 4 Stationen Primärproduktionsmessungen mit der Sauerstoffmethode durchgeführt (SCHIEWER 1992).

2 Methoden

Artenzusammensetzung und Biomasse des Phytoplanktons wurden nach der mikroskopischen Zählmethode von UTERMÖHL (1958) bestimmt.

Zur Bestimmung der Primärproduktion wurde die ^{14}C -in situ-Methode angewendet, allerdings in den verschiedensten Modifikationen, von der *simulated in situ*-Technik mit Filtration durch HÜBEL bis zur *in situ*-Technik ohne Filtration (nach SCHINDLER et al. 1972 sowie GÄCHTER und MARES 1979) durch BÖRNER und WASMUND.

Um die direkt in C-Einheiten gewonnenen Produktionsdaten mit den Biomassedaten vergleichen zu können, rechneten wir das Biovolumen der Algen um unter Annahme einer Dichte von 1,04 g/ml, eines Wassergehalts von 75 % und eines C-Anteils an der Trockenmasse von 45 % (HEERKLOSS, unveröff.), so daß gilt: $1 \text{ mm}^3/\text{l} = 0,117 \text{ mg C/l}$.

3 Untersuchungsgebiet

Die Darß-Zingster Boddenkette ist ein flaches Brackgewässer an der Ostseeküste Mecklenburg-Vorpommerns. Sie ist in mehrere hintereinanderliegende Wasserkörper (sog. Bodden) gegliedert. Diese Bodden sind von West nach Ost: Saaler Bodden, Bodstedter Bodden, Barther Bodden und Grabow. Vom Grabow aus gibt es bei Pramort eine schmale Verbindung zur Ostsee. Da der Wasseraustausch zwischen Ostsee und Boddenkette sowie zwischen den einzelnen Bodden gering ist, bildet sich von Ost nach West ein Gradient abnehmenden Salzgehalts, aber zunehmenden Nährstoffgehalts aus. Die Station mit dem umfangreichsten Datenmaterial ist die Station "Zingst" im Zingster Strom zwischen Bodstedter Bodden und Barther Bodden.

4 Ergebnisse und Diskussion

4.1 Artenzusammensetzung

Zu Beginn der 70er Jahre erfolgte eine artenmäßige Bestandsaufnahme der Algenbesiedlung der Darß-Zingster Boddengewässer, die mit der umfangreichen Artenliste von KELL et al. (1975) im wesentlichen abgeschlossen werden konnte. Demnach waren die produktionsbiologisch wichtigsten Phytoplankton-Arten in der ersten Hälfte der 70er Jahre:

Gomphosphaeria pusilla
Oscillatoria limnetica
Scenedesmus quadricauda
Lyngbya contorta
Monoraphidium contortum
Gomphosphaeria lacustris
Microcystis aeruginosa
Lyngbya limnetica
Stephanodiscus hantzschii
Crucigenia quadrata var. *secta*
Diatoma elongatum
Microcystis wesenbergii
Chroococcus limneticus
Anabaena spiroides.

In der zweiten Hälfte der 80er Jahre wurden von WASMUND jedoch Verschiebungen in der Artenzusammensetzung festgestellt. Die Chlorophyceen wurden dominant, wobei insbesondere Tetraden coccaler Grünalgen auftraten, die oft in dichten Haufen vorlagen. Sie waren am ehesten mit der in der Liste von KELL et al. (1975) genannten *Crucigenia quadrata* var. *secta* (= *Tetrastrum triangulare*) in Übereinstimmung zu bringen. Diese Artbestimmung ist aber noch nicht endgültig, da sie durch die untypischen Verklumpungen erschwert ist und auch andere Arten mit Autosporen-Tetraden zumindest beigemischt sein könnten, wie *Pseudodictyosphaerium jurisii* (= *Dactylosphaerium jurisii*) oder *Korschpalmella mucosa* (= *Coenochloris mucosa*). Auch *Monoraphidium contortum* trat zeitweise in dichten Bündeln auf, die auf starker Autosporenbildung beruhen.

Generell muß betont werden, daß die Bestimmungen mancher Arten während der Routine-Zählungen problematisch sind, z.B. die Unterscheidung *Oscillatoria limnetica* - *Lyngbya limnetica*, centrische Kieselalgen, *Oocystis*-Arten, *Scenedesmus*-Arten, kleine Flagellaten und Picoplankter. So könnten sich hinter den von NASEV (1976) und BÖRNER (1984) angegebenen hohen Biomassen von *Scenedesmus quadricauda* noch weitere Arten versteckt haben, die schwer zu unterscheiden sind. Zumindest fand WASMUND statt *Scenedesmus quadricauda* meistens *S. intermedius* und *S. spinosus*, die sich dann aber wiederum aufgrund elektronenmikroskopischer Untersuchungen als *S. abundans* herausstellten (WASMUND 1992).

Der Liste von KELL et al. (1975) sind inzwischen weitere Arten hinzuzufügen, wie *Rhodomonas lacustris* (incl. var. *nannoplanctica*), *Cryptomonas ovata*, *Cryptomonas erosa*, *Hemiselmis virescens*, *Eutreptia lanowii*, *Gymnodinium Simplex*, *Prorocentrum minimum*, *Pyramimonas grossii*, *Tetraselmis cordiformis*, *Aphanothece clathrata*, *Oscillatoria granulata*, *Oscillatoria amphibia*, *Cyanonephron styloides*, *Lemmermanniella pallida*, *Aphanocapsa delicatissima*, *Limnithrix redekei*, *Anabaenopsis elenkinii*, *Oocystis marssonii*, *Oocystis marina*, *Raphidocelis subcapitata*, *Monoraphidium arcuatum*, *Scenedesmus armatus*, *Quadricoccus ellipticus*.

Die produktionsbiologisch wichtigsten Arten in der zweiten Hälfte der 80er Jahre waren:

"Tetrastrum triangulare" (Bemerkung siehe oben)
Scenedesmus-Arten (*S.intermedius*, *S.spinosus*, *S.ecornis*: event. in *S.abundans* aufgehend; *S.opoliensis*, *S.obliquus*)
Monoraphidium contortum
Gomphosphaeria pusilla
Oocystis-Arten (*O.lacustris*, *O.solitaria*, *O.parva*)
Lyngbya contorta
Oscillatoria limnetica
Microcystis reinboldii
Stephanodiscus hantzschii.

Neben diesen über längere Zeitabschnitte präsenten Arten kam es in den 80er Jahren zu zeitweiligen Massenentwicklungen weiterer Arten, die aber wegen der Kurzzeitigkeit ihres Auftretens in der Gesamtbilanz keine so große Rolle spielen:

Cryptomonas erosa (März 1982)
Chaetoceros wighamii und *Ch.gracile* (März 1983)
Nitzschia acicularis (März 1984, März 1988)
Skeletonema costatum (April 1981, März 1983)
Diatoma elongatum (April 1982, April 1985, April 1987)
Diatoma vulgare (April 1982)
Achnanthes taeniata (April 1986)
Nodularia harveyana (Juli 1981, Aug. 1982, Juli/Aug.1984, Juli 1986)
Anabaena spiroides (Juli 1986).

4.2 Biomasse

4.2.1 Jahresgang

Im Verlaufe der über 20jährigen Phytoplanktonuntersuchungen an vorwiegend 6 Stationen wurden Daten für über hundert verschiedene Jahresgänge gewonnen. Sowohl im Stationsnetz als auch von Jahr zu Jahr ergaben sich große Unterschiede, deren Gesetzmäßigkeiten in den Kapiteln 4.2.2 und 4.2.3 diskutiert werden sollen. Zur Betrachtung der saisonalen Entwicklung der Phytoplanktonbiomasse müssen wir uns auf möglichst typische Jahresgänge

konzentrieren, wobei gleichzeitig auf die große räumliche und langzeitliche Schwankungsbreite hingewiesen sein soll.

Zur Veranschaulichung der räumlichen Unterschiede hat WASMUND (1990) bereits die parallele Phytoplanktonentwicklung an verschiedenen Stationen dargestellt. Er erkannte, daß die Sukzessionen der Algengruppen gleichartig verlaufen, unabhängig von der Station.

Zur Veranschaulichung der langzeitlichen Schwankungsbreite stellen wir in Abb.1 einen Jahresgang aus der Anfangsphase der Untersuchungen einem Jahresgang aus der Endphase gegenüber. Auch hier erkennt man einen gleichartigen Verlauf der Entwicklung von den Kieselalgen (Bacillariophyceae) über die

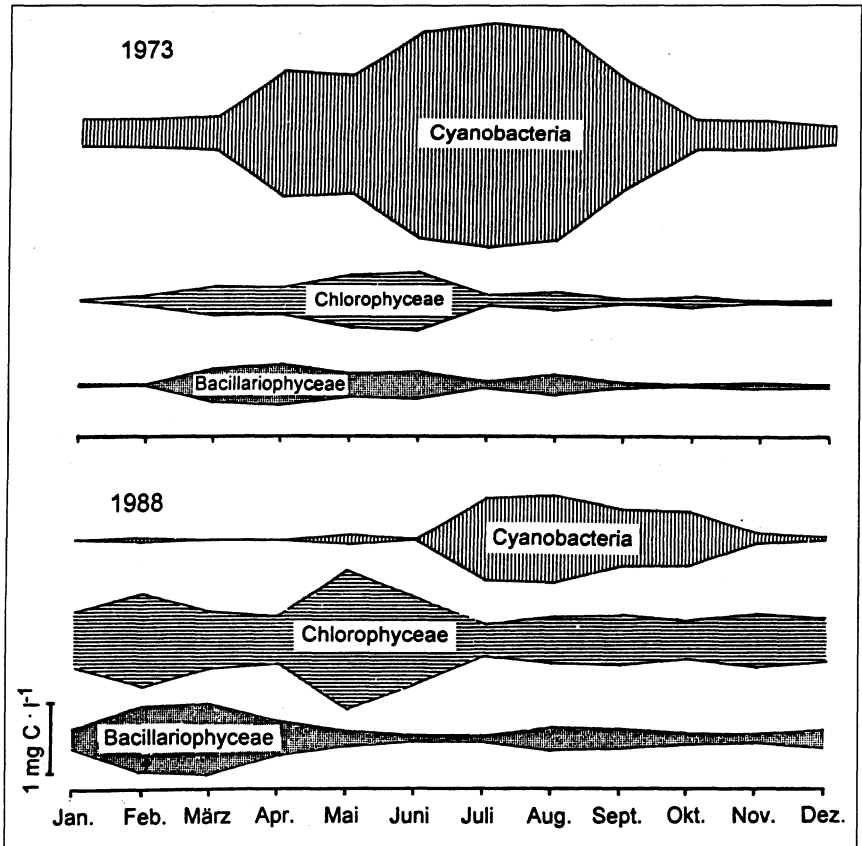


Abb. 1 Jahresgänge (Monatsmittelwerte) der Biomassen der drei größten Phytoplanktongruppen in den Jahren 1973 (Barther Bodden) und 1988 (Zingst), nach NASEV (unveröff.) und WASMUND (unveröff.).

Grünalgen (Chlorophyceae) zu den Cyanobakterien, obwohl sich die Wichtungen der drei Gruppen im Verlaufe der dazwischenliegenden 15 Jahre deutlich verschoben haben. Die drei genannten taxonomischen Gruppen können in grober Verallgemeinerung tatsächlich auch als funktionelle Gruppen angesehen werden.

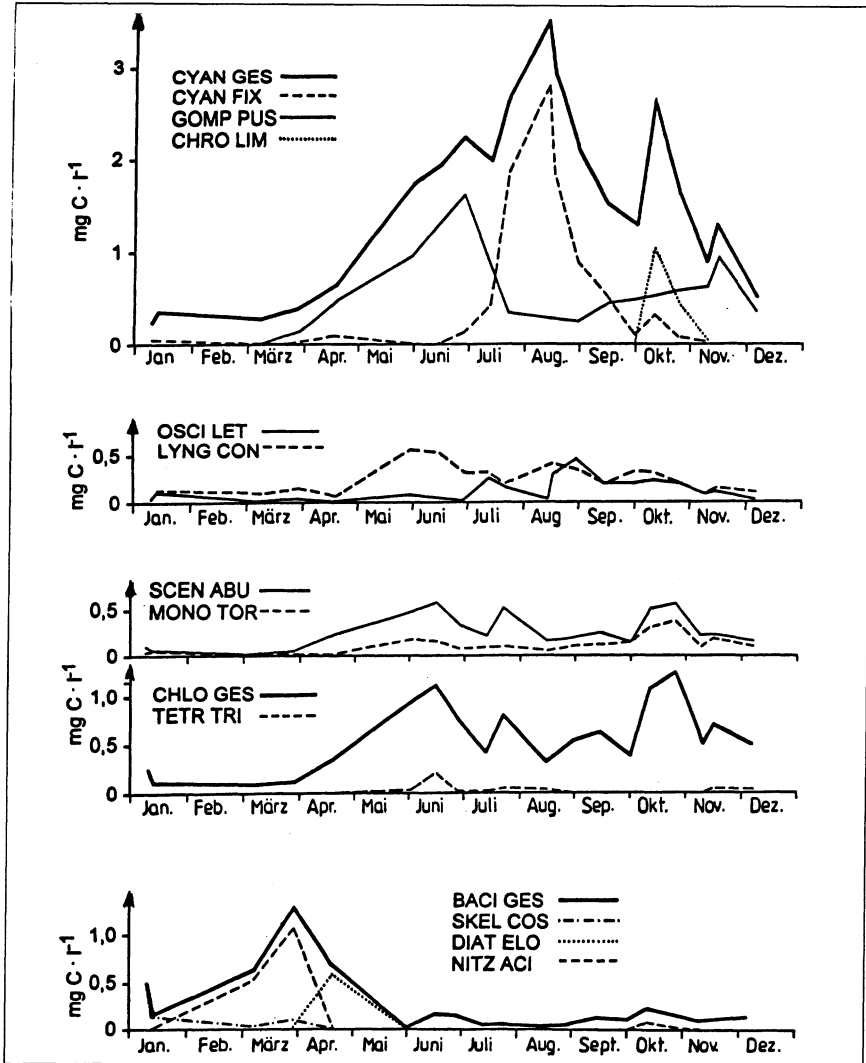


Abb. 2 Jahresgänge der Biomassen der wichtigsten Phytoplanktonarten im Jahre 1984 an der Station Zingst

Für ökologische Aussagen ist natürlich eine Aufschlüsselung auf die einzelnen Arten erforderlich. Zur Darstellung der saisonalen Abfolge der Arten ist in Abb. 2 das Jahr 1984 (Station Zingst) ausgewählt worden, das ein Bindeglied zwischen dem Zustand der 70er Jahre und dem deutlich veränderten Zustand der späten 80er Jahre darstellt (vgl. Kap. 4.2.2).

Ein Frühjahrs-Maximum der Kieselalgen tritt fast stets auf, obwohl die Stärke der Ausprägung und die beteiligten Arten von Jahr zu Jahr sehr verschieden sind (siehe Kap. 4.1). In einunddemselben Jahr unterscheiden sich die Stationen von der Kieselalgen-Artensammensetzung jedoch kaum. Die Entwicklung der verschiedenen Kieselalgen-Blüten ist also offensichtlich klimatisch bedingt. In den Jahren 1989 und 1990 kam es zu keinerlei Kieselalgen-Frühjahrsblüte. Wir sehen die Ursache in den vorangegangenen äußerst milden Wintern, die ein weiteres Wachstum der coccalen Grünalgen ermöglichten. *Stephanodiscus hantzschii* bildete keine Blüten, sondern kam über das gesamte Jahr verteilt, hauptsächlich jedoch im Sommer und Herbst vor.

Mit Abschluß der Kieselalgen-Entwicklung kommt es zu einem starken Anwachsen coccaler Grünalgen und Cyanobakterien. Die coccalen Grünalgen werden hauptsächlich durch *Scenedesmus*- und *Oocystis*-Arten sowie *Monoraphidium contortum* repräsentiert. In der zweiten Hälfte der 80er Jahre nahm *Tetras-trum triangulare* (Anmerkung in Kap. 4.1) stark zu. Die Grünalgen zeigten keine ausgeprägten Sukzessionen. Sie verhielten sich relativ einheitlich, so daß uns eine Unterteilung in unterschiedliche funktionelle Gruppen nicht möglich ist.

Für die Cyanobakterien ergaben unsere Cluster-Analysen jedoch mindestens drei funktionelle Gruppen:

1. die häufigen, fast stets präsenten Arten *Gomphosphaeria pusilla*, *Lyngbya contorta* und *Oscillatoria limnetica*, die auch mit *Scenedesmus*, *Monoraphidium* und *Oocystis* in enger Verbindung stehen,
2. die stickstoff-fixierenden fädigen Cyanobakterien des Sommers (z.B. *Nodularia harveyana* und *Anabaena spiroides*),
3. nur zeitweise auftretende Arten (bes. Frühjahr und Herbst), die nur locker in Beziehung stehen, wie z.B. in der Verkettung *Microcystis reinboldii* - *Chroococcus limneticus* - *Microcystis wesenbergii* - *Merismopedia punctata* - *Merismopedia warmingiana*.

Die coccalen Cyanobakterien sind bezüglich ihrer ökologischen Ansprüche von den coccalen Grünalgen nicht streng zu trennen. Im Frühjahr kommen beide Gruppen parallel vor. Erst ab Juni/Juli kommt es zu einem deutlichen Anwachsen des Cyanobakterien-Anteils, speziell der Untergruppe der stickstoff-fixierenden Fäden. Dieses Wachstum wird begleitet von einem starken Temperaturanstieg und einem Abfall des N/P-Verhältnisses (Abb. 3).

Neben den stickstoff-fixierenden Cyanobakterien kommen selbstverständlich auch fädige Arten, die nicht zur Stickstoff-Fixierung befähigt sind, vor. Sie sind

normalerweise fast das ganze Jahr über anzutreffen, wobei *Lyngbya contorta* mehr in der ersten Jahreshälfte auftritt (Maximum meistens im Juni), *Oscillatoria limnetica* dagegen mehr in der zweiten Jahreshälfte (Maximum im Zeitraum Juli bis Oktober). Im Jahre 1988 entwickelte sich mit dem Abklingen von *Oscillatoria limnetica* zum Ende Oktober hin noch *Planktothrix agardhii*. Von den coccalen Cyanobakterien wären neben *Gomphosphaeria pusilla* (Maximum Mai - Juli) noch vorrangig für Sommer und Herbst *Microcystis aeruginosa* und *Chroococcus limneticus* zu nennen.

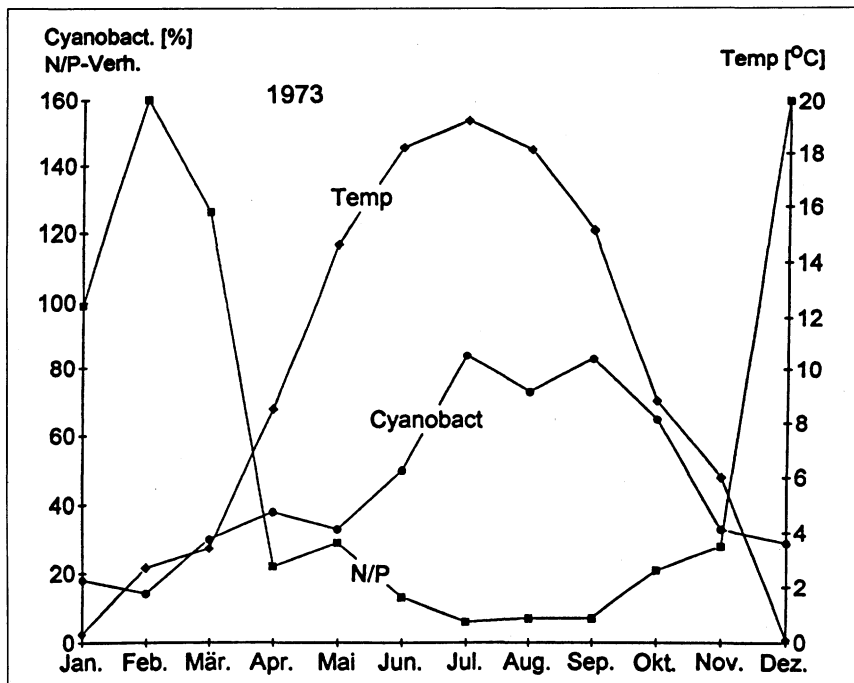


Abb. 3 Jahresgänge (Monatsmittelwerte) der Wassertemperatur, der Stickstoff/Phosphor-Mol-verhältnisse im Wasser und des Anteils der Cyanobakterien an der Gesamt-Phytoplanktonbiomasse im Jahre 1973 im Barther Bodden (nach WASMUND und HEERKLOSS 1993).

Die Abfolge verschiedener, nur kurzzeitig auftretender Arten im Jahresverlauf wirkt ausgleichend auf die Schwankungen der Gesamt-Biomasse. Lediglich stärkere Algenblüten machen sich auch im Ablauf der Gesamt-Biomasse-Entwicklung deutlich bemerkbar (z.B. *Diatoma elongatum* im April 1985 mit 6,7 mg C/l; WASMUND 1987, Abb.1). Ansonsten werden die entwicklungsbedingten Biomasseveränderungen durch strömungsbedingte Schwankungen (d.h. Vorbeidriften unterschiedlicher Wasserkörper an den Stationen) überdeckt. Selbst die Aussage der 70er Jahre, daß die Biomassen im Winter deutlich unter

den Sommerwerten liegen, trifft in den 80er Jahren nicht mehr uneingeschränkt zu.

Zur kausalen Erklärung der jahresperiodischen Entwicklung des Phytoplanktons wurde insbesondere die Bottom-Up-Steuerung untersucht. Die begrenzenden Faktoren für die Stabilisierung der gruppenspezifischen Biomassen konnten nahezu lückenlos charakterisiert werden (Abb. 4). Eines der überraschendsten Ergebnisse war die Steuerung der Massenentwicklung des Phytoplanktons in Flachgewässern über kurzfristige Temperaturerhöhungen infolge von Schönwetterperioden. Diese erstmals 1985 bei Mesokosmosuntersuchungen in der Kurr-Bucht nachgewiesene Erscheinung (SCHIEWER et al. 1988) war auch in Labormikrokosmos-Experimenten nachvollziehbar. Temperaturerhöhungen um etwa 5° C innerhalb von 6 - 10 Tagen führen vor allem im Mai, Juni und Juli zu drastischen Veränderungen in der Phytoplanktonbiomasse und der Phytoplanktonstruktur. Sie bedingen parallel dazu auch erhebliche Veränderungen im gesamten mikrobiellen Nahrungsgefüge.

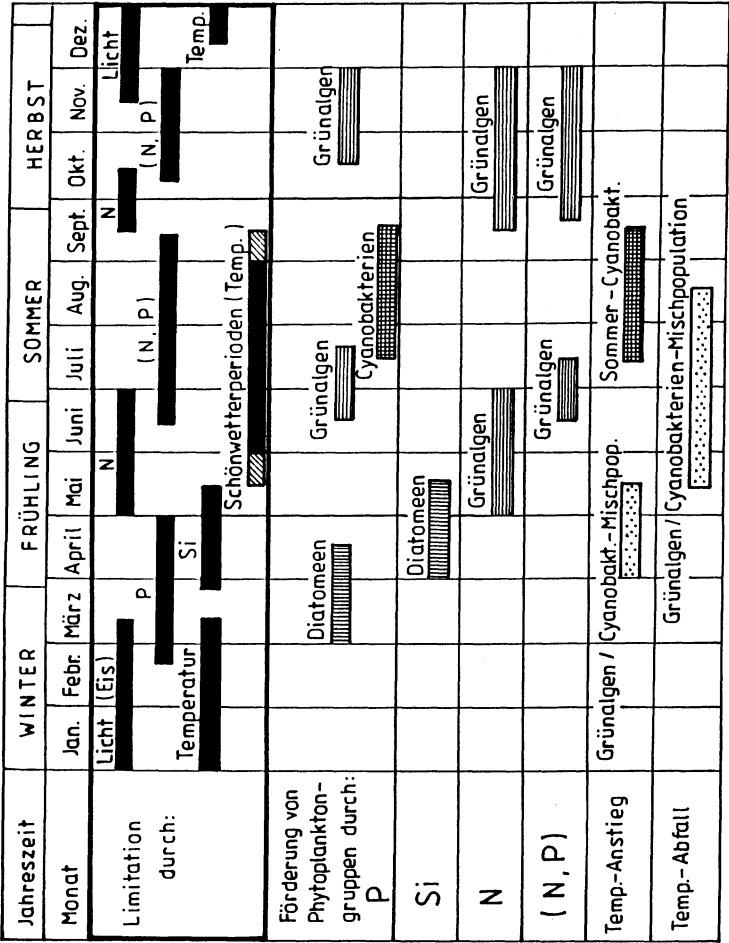


Abb. 4 Überblick zum Kenntnisstand über die Phytoplanktonlimitation in der Darß-Zingster Boddenkette (nach SCHIEWER 1988).
Schönwetterperioden: Minimale Einwirkzeit ca. 1 Woche. (N + P) = Limitation durch beide Elemente: nur der gemeinsame Zusatz führt zur Erhöhung der Phytoplanktonbiomasse. Die angegebenen Zeitgrenzen der Limitation unterliegen starken Schwankungen, bedingt durch klimatische Schwankungen und Veränderungen der Ein- und Ausstromverhältnisse.

4.2.2 Langzeit-Entwicklung

Die Entwicklung der östlichen Darß-Zingster Boddenkette ist durch 3 deutlich voneinander unterscheidbare Phasen geprägt:

- submerse Makrophytendominanz bis Ende der 70er Jahre,
- Zusammenbruch der Dominanz der Makrophyten Ende der 70er/Anfang der 80er Jahre und
- Übergang zur Phytoplanktondominanz,
- innerhalb des Mikro- und Nanophytoplanktons ($> 2 \mu\text{m}$) Umstellung von einer Cyanobakteriendominanz auf eine Grünalgendominanz um die Mitte der 80er Jahre.

Gleichzeitig könnte es zu einer Erhöhung des Anteils des Cyano-Picophytoplanktons ($< 2 \mu\text{m}$) gekommen sein (siehe unten).

Trotzdem war die Phytoplankton-Biomasse im Verlaufe des 20-jährigen Untersuchungszeitraumes in den östlichen Boddenbereichen relativ gleichbleibend (Abb. 5). Lediglich zu den Jahren 1989 und 1990 kam es zu einer deutlichen Abnahme, die aber wahrscheinlich als Ausnahme aufgrund der vorangegangenen äußerst milden Winter und geringer Einträge aus dem Einzugsgebiet zu werten ist (vgl. WASMUND und HEERKLOSS 1993).

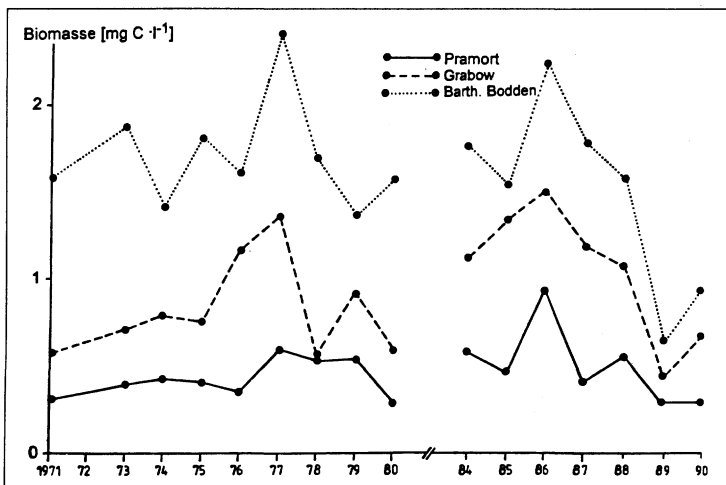


Abb. 5 Biomasse des Mikro- und Nanophytoplanktons (Jahresmittelwerte) von 1971 bis 1990 an 3 Stationen des östlichen Teils der Darß-Zingster Boddenkette (nach WASMUND und BÖRNER 1992).

Die Verschiebung in der Artenzusammensetzung seit 1984 (Abb. 6) zeigte sich einerseits in der überproportionalen Entwicklung verklumpter Grünalgen, die wir vorläufig als *Tetrastrum triangulare* bestimmten, und andererseits im Rückgang der bislang dominierenden Cyanobakterien-Arten *Gomphosphaeria*

pusilla, *Nodularia harveyana* und *Oscillatoria limnetica*. Bereits BÖRNER (1984) deutete an, daß die zuvor von NASEV gefundene Cyanobakterien-Dominanz zu Beginn der 80er Jahre zurückgedrängt wurde. Allerdings nahm BÖRNER ihre Proben lediglich in Zingst, einer Station, an der NASEV gerade nicht gemessen hatte. Wir stellen wegen der Vergleichbarkeit mit den Daten von NASEV in Abb. 6 lediglich drei Stationen aus dem östlichen Teil der Boddenkette dar. Sie zeigen alle die gleiche Tendenz.

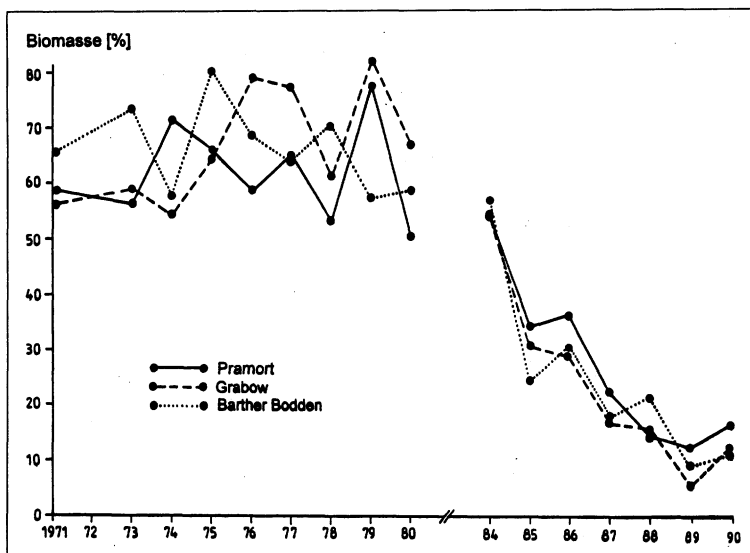


Abb. 6 Anteil der Cyanobakterien an der Biomasse des Mikro- und Nanophytoplanktons (Jahresmittelwerte) von 1971 bis 1990 an 3 Stationen des östlichen Teils der Darß-Zingster Boddenkette (nach WASMUND und BÖRNER 1992).

Zur kausalen Erklärung dieser Langzeit-Veränderungen scheiden die Faktoren aus, die keine entsprechende Langzeit-Tendenz zeigen, wie Nährstoff-Konzentrationen, Lichtintensität, Temperatur, Durchmischung der Wassersäule.

Aber das Verhältnis von Stickstoff zu Phosphor entwickelte sich in der Periode der Hauptentfaltung der Cyanobakterien (also $>18^{\circ}\text{C}$) parallel zum Verlauf des Cyanobakterien-Anteils an der Gesamt-Biomasse (Abb. 7). Gerade dieser gleichsinnige Verlauf widerspricht jedoch unseren saisonalen Befunden (Abb. 3) sowie der allgemein akzeptierten Theorie über den relativ geringen Anspruch der Cyanobakterien an die Stickstoffkonzentrationen in den Gewässern (z.B. SMITH 1983).

Auch der pH-Wert (jeweils von Juni bis September) zeigt eine positive Beziehung zum Anteil der Cyanobakterien an der Phytoplankton-Biomasse. Ein derartig gleichsinniger Verlauf ist wenigstens annähernd auch in den Jahresgängen

zu finden. Die pH-Veränderungen sind aber recht gering, so daß sie kaum für die Veränderungen der Artenzusammensetzung verantwortlich gemacht werden können.

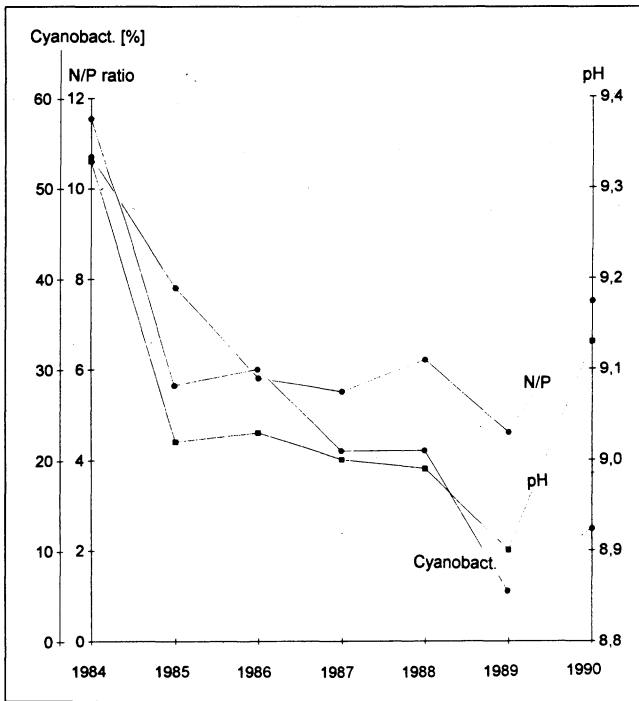


Abb. 7 Entwicklung der Sommerwerte des Stickstoff/Phosphor-Molverhältnisses und des pH-Wertes sowie der Jahresdurchschnittswerte des Cyanobakterien-Anteils an der Phytoplanktonbiomasse von 1984 bis 1990 an Station Zingst (nach WASMUND und HEERKLOSS 1993).

Neben den hier betrachteten Faktoren einer Bottom-Up-Regulation könnte auch eine Top-Down-Regulation vorliegen. Wenn das Zooplankton bevorzugt Grünalgen fressen würde, hätten die Cyanobakterien einen Vorteil. Nach DE MOTT (1989) sollen Copepoden tatsächlich Nahrungsselektion betreiben. Gerade die großen Cyanobakterien werden gemieden (DE BERNARDI und GIUSSANI 1990). Von dieser Situation könnte man in den 70er Jahren ausgehen. Mit einem starken Rückgang der Copepoden in der zweiten Hälfte der 80er Jahre fällt der Fraßdruck auf die Grünalgen weg, so daß sie sich gegenüber den Cyanobakterien durchsetzen können (WASMUND und HEERKLOSS 1993). Solch ein gleichzeitiges Verschwinden von Cyanobakterien und Copepoden wurde auch

von SCAVIA et al. (1988) für das Sommerplankton des Michigansees beschrieben. Meistens findet man in der Literatur jedoch Angaben, daß sich Cyanobakterien und Zooplankton ausschließen (z.B. BURNS et al. 1987). Es gäbe also zwei Interpretationsmöglichkeiten, je nachdem, welcher Faktor in der Kausalkette als primär anzusehen ist. Im ersten Falle wirkt primär das Zooplankton über selektives Grazing fördernd auf die Cyanobakterien ein; im zweiten Falle wirken primär die Cyanobakterien über schlechte Nahrungsqualität (bis hin zur Giftigkeit) negativ auf die Zooplankter ein. Ob wirklich der Rückgang der Copepoden ursächlich am Anwachsen der Grünalgen beteiligt ist, ist in Anbetracht der geringen Zooplankton-Biomassen jedoch fraglich.

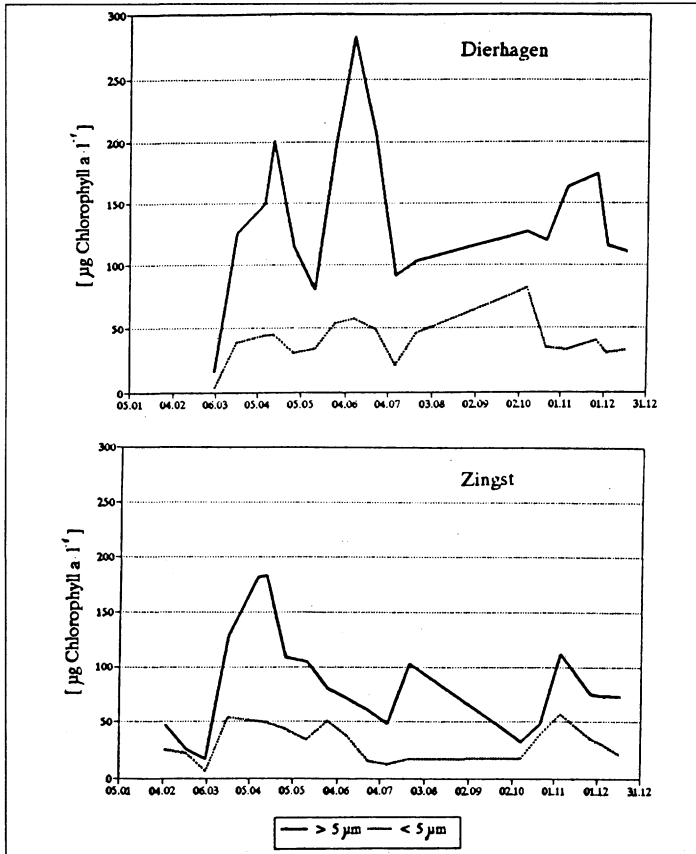


Abb. 8 Jahresgang der Chlorophyll a -Konzentration 1991 an den Stationen Zingster Strom und Dierhagen. Fraktionierung in Gesamt-Chlorophyll a und Fraktion $< 5 \mu\text{m}$ (nach SCHUMANN 1993).

Das Picophytoplankton ($< 2 \mu\text{m}$), das bislang bei Anwendung konventioneller Mikroskopie unterschätzt sein könnte, wurde ab 1990 unter Anwendung der Fluoreszenz-Differenzmethode (SCHUBERT 1989) detaillierter untersucht (SCHUMANN 1993). Demnach stellt das Picophytoplankton zeitweise 10-50 % der Phytoplanktonbiomasse. In Abb. 8 ist der Anteil der Größenfraktion $< 5 \mu\text{m}$ anhand von Chlorophyll a - Jahresgängen an zwei ausgewählten Stationen der Darß-Zingster Boddenkette dargestellt. Diese Fraktion macht im Jahresmittel 40 - 50 % des Gesamtphytoplanktons aus.

4.2.3 Räumliche Verteilung

Wegen der nur schmalen Verbindung zur Ostsee im Osten und der hauptsächlich Süßwasserzufuhr im Westen nimmt der Salzgehalt in der Darß-Zingster Boddenkette entsprechend dem zunehmenden Ostsee-Einfluß von West nach Ost zu (vgl. Kap. 3). Gleichzeitig nehmen Nährstoffkonzentrationen, Trübung, Trophiegrad, Phytoplanktonbiomasse und Primärproduktion von West nach Ost ab (siehe Tab. 1).

Tabelle 1 Durchschnittliche Phytoplankton-Biomasse in $\text{mg C} \cdot \text{l}^{-1}$ und Phytoplankton-Primärproduktion in $\text{mg C} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ an verschiedenen Stationen.

Station	Biomasse 1971-1980 (nach NASEV, unveröff.)	Biomasse 1984-1990 (nach WASMUND, unveröff.)	Primärproduktion im Juni 1979 (nach KELL und BÖRNER 1980)
Bock	-	2,6	-
Pramort	3,6	4,3	196
Grabow	7	9,2	431
Barther Bodden	14,6	13,3	1701
Barth	-	16,2	-
Zingst	-	1,7	-
Bodstedter Bodden	21,2	-	-
Saaler Bodden	23,7	-	-
Ribnitzer See	27,5	-	-

Auch Artenzahl (PANKOW und MARTENS 1973) und Mannigfaltigkeit des Phytoplanktons (NASEV 1976, LOBODA 1982) nehmen von West nach Ost ab. Diese Abnahme wird verursacht durch den Salzgehalt entsprechend der klassischen Darstellung von REMANE (1934), die bei 5-8 ‰ ein Artenminimum verzeichnet. Dieser kritische Salzgehaltsbereich ("Horohalinikum") betrifft den östlichen Teil der Boddenkette, wo viele Süßwasserorganismen nicht mehr

lebensfähig sind, marine Organismen oft aber noch nicht einzudringen vermögen. Entsprechend den unterschiedlichen Salzansprüchen der Algen ist die Artenzusammensetzung in der einzelnen Bodden verschieden. So treten beispielsweise *Microcystis aeruginosa* und *Lyngbya contorta* hauptsächlich in den westlichen Bodden auf, während *Gomphosphaeria pusilla*, *Anabaena spiroides* und *Nitzschia acicularis* in den östlichen Bodden relativ häufiger sind (WASMUND 1990).

4.3 Primärproduktion

4.3.1 Jahresgang und Tagesgang

Die Phytoplankton-Primärproduktion im Zingster Strom ist bei *in-situ*-Messungen naturgemäß in erster Linie mit der Globalstrahlung korreliert. Besonders gute lineare Korrelationen findet man im Verlaufe des Winterhalbjahres, wohingegen speziell im Juni und Juli 1985 sogar hochsignifikante negative Beziehungen zu ermitteln waren (WASMUND 1987). Nach BÖRNER (1984) war die Primärproduktion besser zur Wassertemperatur als zur Globalstrahlung korreliert. Dieser Befund konnte von WASMUND (1987) nur für die Winterhalbjahre bestätigt werden. Offensichtlich ist gerade im Winterhalbjahr die Primärproduktion durch abiotische Parameter stark limitiert, wohingegen im Sommerhalbjahr nur schwache Beziehungen zu Globalstrahlung, Temperatur und Nährstoffkonzentrationen bestehen. Signifikante Beziehungen zwischen Primärproduktion und biotischen Parametern (Phytoplankton-Biomasse, Chlorophyll a -Konzentration) konnten ebenfalls nachgewiesen werden.

Im Tagesgang war die Primärproduktion eindeutig mit der Globalstrahlung korreliert. An sonnigen Tagen war häufig jedoch zur Mittagszeit eine Hemmung der Photosynthese festzustellen, die sich auch noch bis in den Nachmittag hinein auswirkte, so daß die Nachmittagsproduktion im allgemeinen geringer war als die Vormittagsproduktion. Die höchste Photosyntheseeffektivität war in den frühen Morgenstunden festzustellen. Der Anteil der Exsudation an der Primärproduktion war um die Mittagszeit wesentlich geringer als in den Morgen- und Abendstunden.

Messungen zur *in-situ*-Gesamtproduktivität der mikrobiellen Biozöosen (O^2 -Methode) liegen für einen Jahreszyklus 1991/92 an den Stationen Dabitz, Zingster Strom, Dierhagen und Ribnitzer See vor (SCHIEWER 1992). Sie belegen vor allem zweierlei:

- Im ständig durch Strömung gut durchmischten Zingster Strom reduziert der stets hohe Detritusanteil erheblich die Produktivität (Lichtschwächung).
- Die östlichste und damit am wenigsten eutrophierte Station (Dabitz) ist im Spätsommer hochproduktiv. Der Vergleich der Nettoproduktion aller 4 Stationen zeigt, daß die Primärproduktion weniger ein Ausdruck des trophischen Status in diesen Flachgewässern ist, sondern vielmehr aus der Wechselwirkung zwischen Trophie, Chlorophyll- und Detritusgehalt am Standort resultiert.

Die bei den *in-situ*-Untersuchungen unterschiedlichen Lichtbedingungen beeinflussen das Ergebnis so stark, daß direkte Vergleiche zur Photosyntheseaktivität der beteiligten Phytoplanktonpopulation nicht möglich sind. Wir haben deshalb parallel dazu ständig das potentielle Leistungsvermögen über die DCMU-geförderte Chlorophyll a -Fluoreszenz untersucht. Zur Gruppendifferenzierung (Cyanobakterien, Grünalgen, Diatomeen, Sonstige) wurden außerdem die Fluoreszenzpeaks der akzessorischen Pigmente herangezogen. Die Ergebnisse belegen ein weitgehend einheitliches potentielles Leistungsvermögen des Phytoplanktons an allen 4 Stationen. Größere Differenzen treten dann auf, wenn es zur Ausprägung von "Blüten" kommt. Solche "Blüten" konnten im August und im November 1991 nachgewiesen werden. In beiden Fällen war das cyanobakterielle Picophytoplankton der Träger. Dazwischen lag im Oktober eine "Blüte" von Chlorophyll b -haltigem Picoplankton, die sich von Ribnitz und Dierhagen über Zingst bis nach Dabitz ausbreitete.

4.3.2 Langzeit-Entwicklung

Die Reihe der in Tab. 2 dargestellten Jahreswerte der Primärproduktion des Phytoplanktons ist mit Vorsicht zu interpretieren, da HÜBEL einerseits und BÖRNER und WASMUND andererseits unterschiedliche Probennahmestationen und Methoden benutzten. Da die Meßwertfolge von HÜBEL nicht sehr dicht war, wollen wir insbesondere die Jahre 1971 bis 1975 nicht überbewerten, so daß wir hier keinen Trend herauslesen wollen. Zumindest ist aus den Daten von BÖRNER (1984) und WASMUND (1987) abzuleiten, daß kein Anstieg der Primärproduktion stattfand.

Tabelle 2 Jährliche Primärproduktion des Phytoplanktons im Barther Bodden (HÜBEL) bzw. Zingster Strom (BÖRNER, WASMUND) von 1971 bis 1986 (aus WASMUND 1987).

Jahr	Primärproduktion in $\text{g C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$	Autor
1971	435	HÜBEL (unveröff.), zit. in BÖRNER (1984)
1972	320	
1973	210	
1974	190	
1975	330	
1976	211	
1977	219	
1978	185	
1979/80 (Juni 79 - Mai 80)	241	BÖRNER (1984)
1981/82 (April 81 - März 82)	231	
1982/83 (Juni 82 - Mai 83)	287	
1984	204	WASMUND (1987)
1985	177	
1986	201	

4.3.3 Räumliche Verteilung

Wie bereits in Kapitel 4.2.3 angedeutet, nimmt die Primärproduktion des Phytoplanktons analog zur Phytoplankton-Biomasse von den westlichen zu den östlichen Bodden ab (siehe Tab. 1). Es bestehen enge Beziehungen zu Nährstoffkonzentrationen sowie zum Trophiegrad (WASMUND 1990).

Während bei der vertikalen Verteilung der Phytoplanktonbiomasse wegen der guten Durchmischung des Wasserkörpers keine wesentlichen Unterschiede gefunden werden, zeigen die Tiefenprofile der Primärproduktion ganz charakteristische Verläufe. Entsprechend der Abnahme der Lichtintensität mit der Wassertiefe nimmt auch die Primärproduktion ab. In etwa 2 m Tiefe wird die Primärproduktion (^{14}C -Methode, Zingster Strom, Sommer) Null. An Tagen mit hoher Strahlungsintensität kommt es zumindest zur Mittagszeit in den oberen Wasserschichten zur Lichthemmung der Photosynthese, so daß das Produktionsmaximum dann erst in bis zu 1 m Tiefe zu finden ist. Diese Photosynthesehemmung kann aber auch eine Folge der statischen Exposition im überoptimalen Licht sein.

Zusammenfassung

Biomasse, Artenzusammensetzung und Primärproduktion des Phytoplanktons der Darß-Zingster Boddenkette wurden in ihren räumlichen und zeitlichen Veränderungen dargestellt, wobei die Abhängigkeiten von den verschiedenen abiotischen (z.B. Jahres- und Tagesgang des Lichts, Jahresgang der Temperatur, horizontale Verteilung der Nährstoffe) und biotischen (z.B. Fraß) Einflußfaktoren berücksichtigt wurden. Von besonderem Interesse war eine Verschiebung in der qualitativen Zusammensetzung des Mikro- und Nanophytoplanktons in der zweiten Hälfte der 80er Jahre: Die bislang dominierenden Cyanobakterien wurden zunehmend von coccalen Grünalgen verdrängt. Ob die gleichzeitig registrierte Verringerung des pH-Wertes und der Copepoden-Biomasse den Rückgang der koloniebildenden Cyanobakterien verursacht haben könnten, konnte noch nicht geklärt werden. Der Verlauf der saisonalen Phytoplankton-Sukzessionen unterlag keinen wesentlichen Veränderungen.

Literatur

- BÖRNER R. (1984): Produktionsbiologisch-ökologische Untersuchungen am Phytoplankton des Zingster Stromes. Diss.A. Univ.Rostock.
- BURNS, C.W.; D.J. FORSYTH; J.F. HANEY, M.R. JAMES; W. LAMPERT und R.D. PRIDMORE (1987): Mechanisms of co-existence and exclusion of Zooplankton by cyanobacteria in Lake Rotongaio. New Zealand J. Mar. Freshwater Res. 21: 537-538.
- DE BERNARDI, R. und G. GIUSSANI (1990): Are blue-green algae a suitable food for zooplankton? An overview. Hydrobiologia 200/201: 29-41.
- DE MOTT, W.R. (1989): Optimal foraging theory as a predictor of chemically mediated food selection by suspension-feeding copepods. Limnol. Oceanogr. 34: 140-154.

- GÄCHTER, R. und A. MARES (1979): Comments to the acidification and bubbling method for determining phytoplankton production. *Oikos* 33: 69-73.
- HELLWIG, J. (1976): Produktionsbiologische Untersuchungen am Phytoplankton des Barther Boddens mit Hilfe der ^{14}C -Methode. Diss.A. Univ. Rostock.
- HÜBEL, H. (1969): Die Primärproduktion des Phytoplanktons in Brackgewässern unterschiedlichen Salz- und Nährstoffgehaltes. *Limnologia* 7: 185-190.
- HÜBEL, H. (1973): Die Primärproduktion des Phytoplanktons in den Boddengewässern südlich der Halbinseln Darß und Zingst im Jahre 1972 unter besonderer Berücksichtigung der Ergebnisse einer synoptischen Aufnahme. *Wiss. Ztschr. Univ. Rostock, math.-nat. R.*, 22, Heft 10: 1101-1104.
- KELL, V. und R. BÖRNER (1980): Untersuchungen zur Primärproduktion des Phytoplanktons in den Darß-Zingster Boddengewässern (südliche Ostsee). *Wiss. Ztschr. Univ. Rostock, math.-nat. R.*, 29, Heft 4/5: 55-60.
- KELL, V., B. MARTENS, H. PANKOW und S. RIESENWEBER (1975): Die Mikroalgenbesiedlung der Darßer Boddengewässer (südliche Ostsee) -Artenliste-. *Wiss. Ztschr. Univ. Rostock, math.-nat. R.*, 24, Heft 6: 725-734.
- KELL, V. und S. RIESENWEBER (1975): Das Phytoplankton der Darßer Boddengewässer (südliche Ostsee) in den Jahren 1971 und 1972. *Wiss. Ztschr. Univ. Rostock, math.-nat. R.*, 24, Heft 6: 716-724.
- KING, D.L. (1970): The role of carbon in eutrophication. *J. Wat. Pollut. Contr. Fed.* 42: 2035-2051.
- LOBODA, S. (1982): Phytoplanktonuntersuchungen in der Darß-Zingster Boddenkette (südliche Ostsee). Diplomarbeit, Univ. Rostock.
- NASEV, S. (1976): Ökologische Phytoplanktonuntersuchungen in den Boddengewässern südlich des Darß und des Zingst. Diss. A. Univ. Rostock.
- PADISAK, J. und L.G. TOTH (1991): Some aspects of the ecology of subdominant green algae in a large, nutrient limited shallow lake (Balaton, Hungary). *Arch. Protistenkd.* 139: 225-242.
- PANKOW, H. und B. MARTENS (1973): Die Beziehung der Kleinalgenflora der Darßer Boddenkette (südliche Ostsee) zur Qualität dieser Gewässer. *Wiss. Ztschr. Univ. Rostock, math.-nat. R.*, 22, Heft 10: 1147-1151.
- REMANE, A. (1934): Die Brackwasserfauna. *Zool. Anz. (Suppl.)* 7: 34-74.
- RIESENWEBER, S. (1972): Qualitative und quantitative Untersuchungen an Phytoplanktonproben des Jahres 1971 in den Boddengewässern südlich des Darß und des Zingst. Diplomarbeit. Univ. Rostock.
- SCAVIA, D., G.A. LANG und J.F. KITCHELL (1988): Dynamics of Lake Michigan plankton: a model evaluation of nutrient loading, competition, and predation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 165-177.
- SCHIEWER, U. (1988): Experimentelle Ökosystemanalyse - Ergebnisse und Probleme. *Wiss. Ztschr. Univ. Rostock, N-Reihe*, 37, Heft 5: 13-17.
- SCHIEWER, U. (1992): Gewässerzustandsentwicklung der Darß-Zingster Boddenkette - Phytoplankton 1991/92 - Forschungsbericht für das Staatliche Amt für Umwelt und Natur Rostock.
- SCHIEWER, U., R. BÖRNER und N. WASMUND (1988): Deterministic and stochastic influence of nutrients on phytoplankton function and structure in coastal waters. *Kieler Meeresforsch., Sonderh.* 6: 173-183.
- SCHINDLER, D.W., R.V. SCHMIDT und R.A. REID (1972): Acidification and bubbling as an alternative to filtration in determining phytoplankton production by the ^{14}C method. *J. Fish. Res. Board Can.* 29: 1627-1631.
- SCHUBERT, H. (1989): Untersuchungen zum Fluoreszenz- und Photosyntheseverhalten der Cyanobakterien bei Anregung mit monochromatischem Licht. Diss. Univ. Rostock.
- SCHUMANN, R. (1993): Zur Rolle des Pico- und Nanophytoplanktons im mikrobiellen Nahrungsgefüge der Darß-Zingster Boddenkette. Diss. Univ. Rostock.
- SMITH, V.H. (1983): Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science* 221: 669-671.

- UTERMÖHL, H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Ass. intern. Limnol. theor. 9: 1-38.
- VAN RUN, J., S. DIAB und M. SHILO (1987): Phytoplankton succession in relation to the nitrogen regime in shallow, brackish-water fishponds. Arch. Hydrobiol. 111:183-196.
- WASMUND, N. (1987): Die Primärproduktion des Phytoplanktons im Zingster Strom (südliche Ostsee) in den Jahren 1984-1986. Wiss. Ztschr. Univ. Rostock, math.-nat. R.,36, Heft 2: 17-21.
- WASMUND, N. (1990): Characteristics of phytoplankton in brackish waters of different trophic levels. Limnologica 20: 47-51.
- WASMUND, N. (1992): Temperatur- und Salzgehaltsansprüche von *Scenedesmus abundans* (Kirchn.) Chod. und *Scenedesmus obliquus* (Turp.) Kütz. (Chlorophyceae). Limnologica 22: 249-263.
- WASMUND, N. und R. BÖRNER (1992): Phytoplanktonentwicklung in der Darß-Zingster Bodenkette. Wasser und Boden 44, Heft 10: 643-647.
- WASMUND, N. und R. HEERKLOSS (1993): Seasonal and long-term succession of phytoplankton in shallow coastal water of the Southern Baltic Sea. Studia i Materialy Oceanologiczne 64: 203-213.

Verfasser

Dr. Norbert Wasmund
Institut für Ostseeforschung
an der Universität Rostock
18119 Warnemünde

Prof. Dr. Ulrich Schiewer
Universität Rostock
FB Biologie
18051 Rostock

Helmut Pankow; Norbert Wasmund

Produktionsbiologie und Soziologie des Makro- und Mikro-phytobenthos der Darß-Zingster Boddenkette

Abstract

The associations of the benthic macrophytes and microalgae of the Darß-Zingst bodden chain, a shallow inlet on the German coast of the Baltic Sea, are described. At the end of the 1970s and the beginning of the 1980s, the area covered by macrophytes decreased drastically. For example in the Barther Bodden, the lower boundary of the vegetation rose to a depth of 70 cm by the end of the 1980s, perhaps due to a reduction of light penetration. The primary production of the macro- and microphytobenthos decreased to only 5% of the total primary production. Especially the Charophyceae diminished for the benefit of *Potamogeton pectinatus* and *Cladophora glomerata*.

1 Einleitung

Seit nunmehr 25 Jahren wird die Darß-Zingster Boddenkette, ein Brackgewässer an der Mecklenburg-Vorpommerschen Ostseeküste, vom Fachbereich Biologie der Universität Rostock intensiv untersucht. In den 70er Jahren ging es vorrangig um eine Bestandsaufnahme der biotischen Komponenten, die schließlich die Grundlage für ein Ökosystemmodell bilden sollten. Ein wesentlicher Bestandteil des Ökosystems sind die Primärproduzenten. Gerade in flachen Gewässern sollte man von einer besonderen produktionsbiologischen Bedeutung des Phytobenthos ausgehen. Dabei ist schon aus methodischen Gründen die Unterteilung in Makrophytobenthos (= die submersen Spermatophyten und Großalgen) und Mikrophytobenthos (= die epiphytischen, epipelischen und epipsammischen Kleinalgen) sinnvoll. Die Bestandsaufnahme erlaubt Aussagen zur Artenzusammensetzung, zur Soziologie und Verbreitung der Arten und aus der besonderen Beachtung von Indikatoren heraus auch Aussagen über den Gewässerzustand. Aus der Veränderung der Phytobenthos-Bestände in den 80er Jahren sind Schlußfolgerungen über die Veränderung der Qualität des Gewässers möglich.

Gerade die flachen Küstengewässer unterliegen wegen der sehr direkten anthropogenen Beeinflussung starken Veränderungen. Andererseits soll gerade ihre Qualität für die weitere vielfältige Nutzung erhalten bleiben oder noch verbessert werden. Die Darß-Zingster Boddenkette hat eine große Bedeutung für

die Fischerei und sollte auch als Badegewässer wieder attraktiv werden. Sie gliedert sich in mehrere hintereinanderliegende, miteinander verbundene Wasserkörper, die "Bodden". Diese sind von West nach Ost: Saaler Bodden, Bodstedter Bodden, Barther Bodden und Grabow. Vom Grabow aus gibt es bei Pramort eine Verbindung zur Ostsee. Da der Wasseraustausch zwischen Ostsee und Boddenkette sowie zwischen den einzelnen Bodden gering ist, bildet sich von Ost nach West ein Gradient abnehmenden Salzgehalts, aber zunehmenden Nährstoff- und Trübstoffgehalts aus.

2 Methoden

Die Makrophytenbestände (einschl. Verlandungsgürtel) wurden durch Begehen oder Befahren der Bodden mit kleinen Booten erfaßt. Abschätzungen der Primärproduktion wurden sowohl durch Wägung abgeernteter Pflanzen als auch durch Bestimmung nach der Sauerstoffmethode vorgenommen.

Das Mikrophytobenthos wurde prinzipiell mikroskopisch untersucht. Zur Bestimmung der Primärproduktion des Aufwuchses an Glasplatten (TÄUSCHER 1976), Schilfhalmen (KRAUSE 1977) und Sediment (WASMUND 1979, 1983) wurde die Sauerstoffmethode mit Titration nach Winkler angewendet.

3 Ergebnisse

3.1 Makrophytobenthos

3.1.1 Vegetationsverhältnisse

Die Vegetationsverhältnisse der submersen Makrophyten der Darß Zingster Boddenkette sind nach einigen Vorarbeiten von JESCHKE (1960), FUKAREK (1961), HOPPE (1967) sowie HOPPE und PANKOW (1968) zuerst von LINDNER (1972) gründlich untersucht und dargestellt worden (vgl. auch LINDNER 1975 und 1976). Es schlossen sich produktionsbiologische Arbeiten von FESTERLING (1973) an. 1978 publizierte LINDNER die Beschreibungen der vorkommenden Gesellschaften sowie detaillierte Verbreitungskarten. Danach bewuchs seinerzeit die vorwiegend aus Characeen aufgebaute Vegetation oberhalb der 2m-Isobathe die gesamte Boddenkette. Die tieferen Boddenabschnitte waren infolge der geringen Transparenz des Wassers unbewachsen. TEUBNER (1989) bestimmte einige Jahre später die mittlere Bewuchsgrenze bei 70 cm Tiefe.

Von den 12 beobachteten Gesellschaften sind folgende besonders zu erwähnen:

1. Das Ruppium spiralis ist eine Pioniergesellschaft, die im östlichen Grabow mosaikartig windexponierte, flache Sandbänke besiedelt;

2. Das *Ruppium maritima* bewächst die flachen Stillwassergebiete des Grabow, des Zingster Stromes sowie im Raume der Barther Oie und der Meininge Inseln auf nährstoffreichem Grund;
3. Kleinflächig ist in alpha-mesohalinen Bereichen des östlichen Grabow das *Tolypelletum nldifica* ausgebildet; der ständige Rückgang dieser Art im Gebiet seit 1869 (vgl. die Literaturangaben bei LINDNER 1975) dokumentiert die Veränderung der Wasserqualität in den Bodden sehr deutlich;
4. Dominierend auf den wellenexponierten, flachen Sandscharen in der gesamten Boddenkette ist das *Charetum asperae*; diese Gesellschaft besiedelt in mehreren Subassoziationen in einer Wassertiefe von 10-80 cm mineralische Sedimente;
5. Bei starker Detritusaufgabe entwickelt sich aus voriger Gesellschaft das *Charetum canescentis*;
6. Bei zunehmender Wassertiefe und damit einhergehenden schlechteren Sichtbedingungen wird das *Charetum asperae* von der *Chara baltica*-Gesellschaft (= *Ch. hispida* var. *baltica* f. *baltica*) abgelöst;
7. Auf losem, schwarzem, stark nach H_2S riechendem, eutrophem Sapropel siedelt das *Charetum tomentosae*;
8. Aus ihm kann sich bei weiterer Schlammaufgabe das *Najadatum marinae* entwickeln.

Ein wichtiger Begleiter verschiedener Gesellschaften ist in den Bodden das Kamm-Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*).

3.1.2 Langzeitentwicklung

Der Makrophytenbestand der Bodden wurde 1982 ein weiteres Mal von BEHRENS kartiert. Nach ihm war es zu einem Artenrückgang wie auch zu einer Verringerung der bewachsenen Flächen um 280 ha gekommen. TEUBNER (1989) wertete Luftbilder aus den Jahren 1973 und 1986 für den Ostteil des Zingster Stromes und den Nordwestteil des Barther Boddens aus und sprach von einem Rückgang der bewachsenen Fläche zwischen 1973 und 1986 um 33,5 %. BEHRENS (1982) hatte den Rückgang um 71,6 % geschätzt. Beide führten diese Entwicklung auf die Verschlechterung der Wasserqualität der Bodden zurück. Sie wird auch angezeigt durch die stärkere Entwicklung von *Potamogeton pectinatus* und *Cladophora glomerata*. Dabei bleibt jedoch zu beachten, daß große Schwankungen im Hinblick auf die Ausdehnung der besiedelten Areale auch durch Sedimentverlagerungen hervorgerufen werden können. So waren umfangreiche Decken von *Najas marina* aus dem Jahre 1970 ein Jahr später nur mosaikartig ausgebildet (LINDNER 1978). WALTER (1981) beschrieb eine völlige Versandung eines *Charetum asperae* nach einem Sturm in der Kirr-Bucht.

3.1.3 Produktionsbiologie

Mit der Produktionsbiologie der Boddenmakrophyten befaßten sich FESTERLING (1973), WALTER (1981) und BEHRENS (1982). Für den Barther Bodden berechnete FESTERLING (1973) die produzierte Frischmasse pro ha mit 49,93 t. Bei einer geschätzten Deckung (Besiedlungsdichte) von etwa 20% ergäbe das eine Gesamtproduktion von 14978,4 t Frischmasse pro Jahr. Für einige wichtige Makrophyten aus den Bodden gab FESTERLING die Durchschnittswerte der Produktionsmessungen wie folgt an:

		Nettoprod. ¹⁾	Resp.int. ¹⁾
<i>Potamogeton pectinatus</i>		5,03	1,07
<i>Ruppia spiralis</i>		2,64	0,72
<i>Zannichellia palustris</i>			
var. <i>pedicellata</i>		2,84	1,41
<i>Myriophyllum spicatum</i>		6,12	1,24
<i>Chara tomentosa</i>		2,19	0,73
<i>Chara aspera</i>		1,32	9,45
<i>Enteromorpha intestinalis</i>	2,76 -	6,30	0,65 - 3,83
<i>Cladophora glomerata</i>	0,5 - 4,86		0,3 - 0,72

¹⁾ mg O₂ g TM⁻¹h⁻¹

3.2 Das Mikrophytobenthos

3.2.1 Vorkommende Arten

Das Mikrophytobenthos der Darß-Zingster Boddenkette ist durch die Arbeiten von PANKOW und MARTENS (1973), KELL, MARTENS, PANKOW und RIESENWEBER (1975), PANKOW (1980), PODELLECK (1982) sowie PODELLECK und PANKOW (1986) gut bekannt.

In den Boddengebieten mischen sich in den Algenbeständen auf dem Sediment wie auch in den epiphytischen Belägen auf Makrophyten Süß- und Brackwasserarten entsprechend der Salinität des Wassers. Im Saaler Bodden dominieren Süßwasserarten; in den mittleren Bodden nehmen Brackwasserarten stark zu, und schließlich finden sich in östlichen Abschnitten nur noch wenige Süßwasserarten, dafür umso mehr Brackwasserarten und zunehmend mehr Ostseealgen, z.B. *Cylindrotheca closterium*. In diesem Bereich fällt auch die Artenzahl durch die starke Dezimierung der Süßwasserarten steil ab (vgl. KELL, MARTENS, PANKOW und RIESENWEBER 1975).

Ein auffälliger Artenwechsel ist bei Salzwerten um 5‰ zu registrieren. In den westlichen Bodden konnte im Sediment, auf Steinen und Holz u. a. die *Navicula salinarum* - *Amphora coffeaeformis*-Gesellschaft stets beobachtet werden, in der *Mastogloia braunii*, *M. smithii*, *Cocconeis scutellum*, *Brebissonia boeckii*, *Entomoneis paludosa*, *Tropfdoneis lepidoptera* und *Campylodiscus clypeus*

wichtige Bestandsbildner sind. Eine Kieselalgenvegetation mit *Melosira juergensii* et var. *subangularis* (beide a-mesohalob) sind für die Bodden besonders charakteristisch. Diese Bestände gehen fließend in die *Diatoma elongatum*-*Synedra pu/chet/a*-Gesellschaft sowie in das Naviculetum *cryptocephalae* über (vgl. PAN-KOW 1980). An submersen Pflanzen (Characeae, *Potamogeton pectinatus*, *Ruppia*, *Zannichellia*, *Cladophora*) sowie an *Phragmites australis* dominiert das *Cocconeidetum placentulae*.

3.2.2 Produktionsbiologie

Produktionsbiologische Untersuchungen führten TÄUSCHER (1976), KRAUSE (1977) und WASMUND (1979, 1983) durch. Produktionsbestimmende Arten sind u.a. *Diatoma elongatum*, *D. vulgare*, *Cocconeis placentula* incl. var. *euglypta*, *Rhoicosphenia abbreviata*, *Mastogloia smithii* incl. var. *amphicephala*, *Navicula gracilis* und *N. peregrina*. Als untere Verbreitungsgrenze gab TÄUSCHER (1976) eine Wassertiefe von 100 - 150 cm an. WASMUND (1983) bestimmte den Kompensationspunkt der benthischen Biozönose bei 100 - 120 cm Tiefe. Der optimale Produktionsbereich liegt zwischen 25 und 60 cm. Innerhalb des Sediments nimmt die Lichtintensität schnell ab. Die euphotische Zone umfaßt nur etwa die oberen 5 mm des Sediments.

Den Jahresgang der Produktion der Mikrophytobenthosalgen auf dem Sediment beschrieb WASMUND (1983). Nach der Eisschmelze kommt es zu einem schnellen Anstieg der Chlorophyll a-Konzentration und der Primärproduktionsraten im Sediment. Das Jahresmaximum der Primärproduktion, der Biomasse und meist auch des Chlorophyll a wird Ende Mai / Anfang Juni erreicht. Im Tagesverlauf ist die Bruttoproduktionsrate in der Regel mit der Globalstrahlung korreliert.

Unter Berücksichtigung der zeitlichen Veränderungen der Produktionsraten errechnete WASMUND (1983) für die untersuchte Station in der Kirr-Bucht (20 cm Tiefe) eine Bruttoproduktionsrate des epipsammischen Mikrophytobenthos für den Zeitraum von April bis Oktober von 75 g Kohlenstoff pro Quadratmeter.

Unter Hinzuziehung der vertikalen Komponente der räumlichen Abhängigkeit kann man aus diesem Wert für den Zeitraum von April bis Oktober eine Bruttoproduktion von $466 \cdot 10^6$ l O₂ bzw. 200 t C für den Barther Bodden errechnen.

Aus den Angaben bei KRAUSE (1977) errechnete WASMUND (1983) für das an Schilf angeheftete Mikrophytobenthos eine Bruttoproduktion von 34,9 g C und eine Nettoproduktion von 25,5 g C pro m² Substrat.

Geht man von der Angabe bei NUKLIES und PFÜLLER (1972) aus, wonach der Schilfgürtel im Barther Bodden eine Fläche von 31,82 ha einnimmt, erhält man für den Zeitraum von April bis Oktober für den Barther Bodden eine Bruttoproduktion des an Schilf angehefteten Mikrophytobenthos von 10,0 t C und eine Nettoproduktion von 7,3 t C.

WASMUND (1983) berechnete und verglich die Nettoproduktion verschiedener Pflanzengruppen des Barther Boddens im Zeitraum vom April bis Oktober:

Nettoproduktion im gesamten Barther Bodden

	in t C	in %
Phytoplankton	4570	95,0
epipsam.Mikrophytobenthos	160	3,3
Makrophytobenthos und epiphyt.Mikrophytobenthos	82	1,7
gesamt	4812	100,0

3.3 Der Verlandungsgürtel

Der Verlandungsgürtel der Darß-Zingster Boddenkette wurde 1972 von NUKLIES und PFÜLLER floristisch und soziologisch untersucht. Die Vegetation des Barther Boddens wird auf Karten dargestellt.

Die wichtigsten Pflanzengesellschaften sind das Scirpetum maritimi mit z.T. bemerkenswerten *Aster tripolium*-Vorkommen sowie das Scirpo-Phragmitetum, die von einer typischen Subassoziation zu einer solchen mit *Oenanthe lachenalii* und *Solarium dulcamara* und einer Variante mit *Glyceria maxima* variiert.

Über die wichtigsten Arten des Barther Boddens gibt es produktionsbiologische Daten.

Art	Ertrag (t Frischmasse)	Fläche (ha)
<i>Phragmitis australis</i>	31,80	1360,0
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	3,64	84,9
<i>Schoenoplectus tabernaemontani</i>	1,15	39,4
<i>Typha angustifolia</i>	0,60	36,8

Zusammenfassung

Die Pflanzengesellschaften des Makro- und Mikrophytobenthos wurden beschrieben. Ende der siebziger / Anfang der achtziger Jahre kam es in der Darß-Zingster Boddenkette zu einem bemerkenswerten Rückgang der Makrophytenbestände. Die Primärproduktion des Makro- und Mikrophytobenthos machte z.B. im Barther Bodden nur noch etwa 5% der Gesamt-Primärproduktion aus. Insbesondere die Characeen-Bestände verringerten sich zugunsten von *Potamogeton pectinatus* und *Cladophora glomerata*. Die Bewuchsgrenze im Barther Bodden

verringerte sich bis zum Ende der 80er Jahre auf nur 70 cm Tiefe. Eine der Ursachen könnte die Verschlechterung der Lichtbedingungen sein.

Literatur

- BEHRENS, J. (1982): Soziologische und produktionsbiologische Untersuchungen an den submersen Pflanzengesellschaften der Darß-Zingster Boddenengewässer. Diss. Univ. Rostock.
- FESTERLING, E. (1973): Ökologische und produktionsbiologische Untersuchungen am Phyto-benthos der Darßer Boddenengewässer. Diss. Univ. Rostock.
- FUKAREK, F. (1961): Die Vegetation des Darß und ihre Geschichte, Pflanzensoziologie 12, 1-321.
- HOPPE, E. (1967): Ein Beitrag zur Kenntnis der Vegetation der Boddenengewässer südlich des Zingst und des Bocks (südliche Ostsee). Diplomarbeit Univ. Rostock.
- HOPPE, E. und H. PANKOW (1968): Ein Beitrag zur Kenntnis der Vegetation der Boddengewässer südlich der Halbinsel Zingst und der Insel Bock (südl. Ostsee). Natur Naturschutz in Meckl. 6, 139-151.
- JESCHKE, L. (1960): Die Vegetation der als Vogelschutzinsel geplanten Insel Oie im Barther Bodden. Naturschutzarbeit in Meckl. 3, 22-27.
- KELL, V., B. MARTENS, H. PANKOW und S. RIESENWEBER (1975): Die Mikroalgenbesiedlung der Darßer Boddenengewässer (südliche Ostsee) - Artenliste. Wiss. Zeitschr. Univ. Rostock, Math.-nat. R., Jg. 24, 725-734.
- KRAUSE, H. (1977): Produktionsbiologisch-ökologische Untersuchungen am Mikrophytobenthos im Zingster Strom der Darß-Zingster Boddenkette (südliche Ostsee). Diplomarbeit Univ. Rostock.
- LINDNER, A. (1972): Soziologisch-ökologische Untersuchungen an der submersen Vegetation in der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst. Diss. Univ. Rostock.
- LINDNER, A. (1975): Katalog der submersen Makrophyten in der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst unter Berücksichtigung der Autökologie produktionsbiologisch wichtiger Spezies. Wiss. Zeitschr. Univ. Rostock, Math.-nat. R., Jg. 24, 735-742.
- LINDNER, A. (1976): Verbreitungskarten der produktionsbiologisch wichtigen Makrophyten und Makrophytengesellschaften in der Boddenkette nördlich des Zingst und des Darß. Wiss. Zeitschr. W.-Pieck-Univ. Rostock, Math.-nat. R., Jg. 25, 263-265.
- LINDNER, A. (1978): Soziologisch-ökologische Untersuchungen an der submersen Vegetation in der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst (südliche Ostsee). Limnologica 11, 229-305.
- NUKLIES, R. und G. PFÜLLER (1972): Soziologisch-ökologische Untersuchungen am Verlandungsstreifen der Darßer Boddenkette. Diplomarbeit Univ. Rostock.
- PANKOW, H. (1980): Die benthischen Kieselalpengesellschaften der Boddenengewässer des Darß und des Zingst (südliche Ostsee). Wiss. Zeitschr. W.-Pieck-Univ. Rostock, Math.-nat. R., Jg. 29, 131-137.
- PANKOW, H. und B. MARTENS (1973): Die Beziehungen der Kleinalgenflora der Darßer Boddenkette (südliche Ostsee) zur Qualität dieser Gewässer. Wiss. Zeitschr. Univ. Rostock, Math.-nat. R., Jg. 22, 1147-1151.
- PODELLECK, R. (1982): Saprobiologische Untersuchungen am Mikrophytobenthos der Darß-Zingster Boddenengewässer. Diss. Univ. Rostock.
- PODELLECK, R. und H. PANKOW (1986): Saprobiologische Untersuchungen der Kleinalgenflora in einem Brackgewässer (Darß-Zingster Boddenkette). Acta hydrochim. hydrobiol. 14, 135-151.
- TÄUSCHER, L. (1976): Ökologische Untersuchungen am Mikrophytobenthos im Zingster Strom der Darß-Zingster Boddenkette (südliche Ostsee). Diplomarbeit Univ. Rostock.
- TEUBNER, J. (1989): Quantitative und qualitative Erfassung submerser Makrophyten 1986/87 - Luftbildanalyse. Diplomarbeit Univ. Rostock.
- WALTER, T. (1981): Produktionsbiologische Untersuchungen an submersen Makrophyten unter Einsatz selbstregistrierender Meßgeräte. Diss. Uni. Rostock.

WASMUND, N. (1979): Produktionsbiologische Untersuchungen am Mikrophytobenthos des Sediments im Zingster Strom. Diplomarbeit Univ. Rostock.

WASMUND, N. (1983): Produktionsbiologisch-ökologische Untersuchungen am Mikrophytobenthos der Darß-Zingster Boddengewässer. Diss. Univ. Rostock.

Verfasser

Prof. Dr. Helmut Pankow
Universität Rostock
FB Biologie
18051 Rostock

Dr. Norbert Wasmund
Institut für Ostseeforschung
an der Universität Rostock
18119 Rostock

Günter Jost; Gertraud Klinkenberg

Bakterien in der Darß-Zingster Boddenkette

Abstract

Bacteria play an important role in the pelagic environment of the Darß-Zingst lagoon, especially as the main pathway for dissolved organic compounds into the food web. Their biomass shows distinct seasonal and regional fluctuations. Despite their low biomass when compared to phytoplankton, estimates show that annual bacterial production demands more than 75% of the organic matter produced by primary production.

Bacterial concentration within the upper 3 cm of Sediments is about $10 \cdot 10^9$ bacteria $\cdot \text{cm}^{-2}$. This would correspond to bacterial concentrations equivalent to a water column of about 10 m. These considerations clearly indicate the need to investigate bacterial activities in the Sediments of this shallow water system.

Future activities in pelagic microbial foodweb studies should focus on quantification of loss processes due to bacterial populations and their regulation. The role of bacteriophages should be included in such studies.

1 Einleitung

Über die Bakterien liegen im Vergleich zu ihrer Bedeutung im Stoffkreislauf und Energiefluß in der Darß-Zingster Boddenkette im Gegensatz zu anderen Ökosystemkomponenten relativ wenig Untersuchungsergebnisse vor. Und diese konzentrieren sich fast ausschließlich auf die Rolle der Bakterien des Pelagials im Stoffkreislauf. Über die Bakterien im Sediment sind die Angaben eher sporadisch.

2 Material und Methoden

Es wird an dieser Stelle auf eine Beschreibung der einzelnen Methoden verzichtet da hier nur eine Zusammenfassung von Ergebnissen mikrobiologischer Untersuchungen in der Darß-Zingster Boddenkette vorgenommen wird. Die Methoden für die einzelnen Parameter sind in den Publikationen enthalten, aus denen die Originaldaten entnommen wurden.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Vorkommende Arten

Aufgrund der Schwierigkeiten, die Zusammensetzung natürlicher Bakterienpopulationen bis auf das Niveau einzelner Arten zu ergründen, verwendete man in den vergangenen drei Jahrzehnten den Ansatz der numerischen Taxonomie. Hierbei wurden dichotome Merkmalschlüssel für aquatische Bakterien entwickelt, die die Zuordnung von Bakterienisolaten zu größeren Gruppen erlaubten (vgl. BÖLTER 1977). Eine vollständige taxonomische Bestimmung der isolierten saprophytischen Bakterien ist nur für die Untersuchung spezifischer Fragestellungen gerechtfertigt. Mit den üblichen Plattenisolierungsmethoden bekommt man im Vergleich zur Direktzählung nur einen geringen Anteil der vorkommenden Bakterien als Kolonien. Dieser Anteil kann zwischen weniger als 0,1 und mehr als 20 % der Gesamtbakterienkonzentration schwanken.

Aufgrund der Selektivität der Nährböden muß man davon ausgehen, daß die Isolate nicht die Zusammensetzung der natürlichen Bakterienpopulation widerspiegeln. Deshalb soll an dieser Stelle nur ein Beispiel für eine derartige Untersuchung angeführt werden. SCHLEICHER (1982) untersuchte mehr als 300 Bakterienstämme, die im Juli 1981 aus dem Zingster Strom isoliert wurden, von denen sie 288 nach dem Schema von SHEWAN et. al. (1960) den folgenden Gruppen zuordnen konnte: 174 Flavobakterien (60,4 %), 34 Enterobakterien (11,9 %), 26 Mikrokokken (9%), 20 Actinomyceten (7 %), 9 Pseudomonaden (3,1 %), 9 Bacillus-Stämme (3,1 %), 8 Acinetobacter-Stämme (2,7 %), 3 Aeromonas-Stämme (1 %), 3 Lactobacillen (1 %) und 2 Vibrio-Stämme (0,8 %). Erwartungsgemäß überwogen die gramnegativen Bakterien im Pelagial mit 80%.

Während einer synoptischen Untersuchung im Juni 1979 wurden unter den saprophytischen Bakterien an 5 Stationen der Anteil der über verschiedene Exoenzymaktivitäten verfügenden Kolonien bestimmt (WESTPHAL et. al. 1980). Die Konzentration der saprophytischen Bakterien lag zwischen 55 und $105 \cdot 10^3$ Kolonien ml^{-1} . Dabei schwankten die Anteile der amylolytischen, proteolytischen und lipolytischen Bakterien mit 40-70 %, 30-55 % bzw. 18-45 %.

3.2 Biomasse

Die Bestimmung der bakteriellen Biomasse erfolgte über die Ermittlung der Zellkonzentration und der Umrechnung mit mittleren Biovolumina und entsprechenden Umrechnungsfaktoren von Biovolumen in Kohlenstoff (z.B. SOROKIN; KADOTA 1971). Es sei darauf verwiesen, daß durch mehrfache Umrechnungen und Übernahme von aus der Literatur bekannten Faktoren nur eine relative Genauigkeit der berechneten Kohlenstoffgehalte zu erwarten ist (BRATBAK 1985). Erste Konzentrationsangaben zu Bakterien im Pelagial der DZBK liegen von GUBSCH (1975) vor. Er fand durch Direktzählung (Erythrosinmethode) im inneren Teil des Gewässers Werte von $2,6 - 16,1 \cdot 10^6$ Zellen mr^{-1} (März - Oktober

1973). Zum Ausgang der Boddenkette Richtung Ostsee lagen deutlich niedrigere Konzentrationen ($0,3 - 1,4 \cdot 10^6$ Zellen $\cdot$ ml $^{-1}$) vor. Die daraus kalkulierten Biomassen von $< 50 - 400$ gC l $^{-1}$ machten etwa ein Viertel der Zooplanktonbiomasse im Untersuchungszeitraum aus.

Während der synoptischen Untersuchung 1979 wurde eine Zunahme der mittleren Bakterienkonzentration vom Grabow bis zur Ribnitzer See um den Faktor 2 von 3,7 auf $7,6 \cdot 10^6$ Zellen $\cdot$ ml $^{-1}$ festgestellt (JOST und BALLIN 1980). Für diesen Untersuchungszeitraum gab es damit im Mittel eine gute Korrelation mit der Ermittlung der Konzentration saprophytischer Bakterien (s.o.).

Durch die Kopplung der Epifluoreszenzmikroskopie mit einem Bildverarbeitungssystem wird die Ermittlung des Bakterienvolumens jeder einzelnen gezählten Zelle möglich. So wurden die Biomassewerte ab 1990 über den Mittelwert des Biovolumens der gezählten Bakterien ermittelt.

1985 und 1986 wurden für einige wenige Sedimentproben der Kirr-Bucht und des nördlichen Barther Bodden (Salzhaken) die Bakterienkonzentrationen in den oberen 3 cm des Sedimentes bestimmt. Die Werte lagen im Bereich von $1 - 5 \cdot 10^9$ Zellen $\cdot$ cm $^{-3}$.

3.3 Kurzzeitvariabilität und Jahresgang

In dem von uns untersuchten Flachwasserbiotop kann es bereits bei geringem Windeinfluß zu einer Aufwirbelung von Sediment kommen. Solche Resuspensionen, aber auch andere Wasserbewegungen in diesem System führen dazu, daß es schnell zu Veränderungen des sich an einer Station befindlichen Wasserkörpers kommen kann. Das führt dazu, daß es auch bei relativ stabilen Parametern, wie z.B. der Bakterienkonzentration, zu starke Schwankungen zwischen zwei Probenahmeterminen oder zwischen den Proben zweier nahe beieinander liegender Stationen kommen kann. Variationen von über 100 % sind durchaus möglich (vgl. JOST 1984). Das gilt umso mehr für funktionelle Parameter.

Eine ausgeprägte Tagesperiodik von bakteriellen Parametern ließ sich nicht eindeutig nachweisen, wenngleich auch signifikante Unterschiede zwischen einzelnen Meßzeitpunkten gefunden wurden.

Für die Jahre 1980 und 1981 liegen vom Zingster Strom zwei komplette Jahresgänge für die bakterielle Biomasse, Produktion und das heterotrophe Potential für Glucose vor (JOST 1984). Alle untersuchten mikrobiologischen Parameter zeigten einen deutlichen Jahresgang, am deutlichsten für die Bakterienbiomasse (s. Abb. 1). Dabei wurde die saisonale Abhängigkeit der Bakterienbiomasse mit einer einfachen Cosinusfunktion beschrieben, die bei einer Periodenlänge von einem Jahr für die Daten aus den Jahren 1980-82 ein Bestimmtheitsmaß von $r^2 = 0,58$ ergab. Die Bakterienwerte aus den Jahren 1988 und 1990-92 liegen zum großen Teil innerhalb des Toleranzintervalles, so daß man

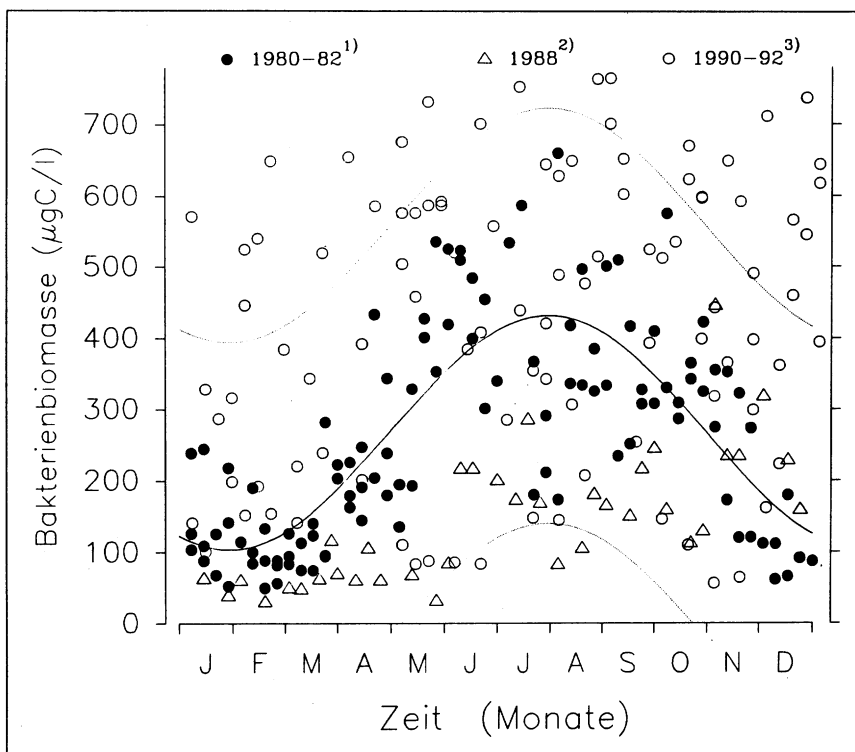


Abb. 1 Approximierte Cosinusfunktion für den jahreszeitlichen Verlauf der Bakterienbiomasse im Zingster Strom und deren 95%-Toleranzintervall, wobei die Bakterienkonzentrationswerte unter Verwendung eines mittleren Volumens $V = 0,15 \text{ m}^3 \cdot \text{Zelle}^{-1}$, der Dichte $= 1 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$ und dem Kohlenstoffanteil $C = 0,2 \cdot \text{FM}$ umgerechnet wurden.

¹⁾ JOST (1984); Werte wurden für die Approximation verwendet.

²⁾ PRENA (1990); ³⁾ KLINKENBERG (unveröffentlicht).

für diese untersuchten Zeiträume von keiner deutlichen Veränderung des Charakters der Station hinsichtlich der Bakterienbiomasse ausgehen kann. Es deutet sich jedoch an, daß die Bakterienbiomassen vor allem im Zeitraum 1990-92 stärker variierten (KLINKENBERG unveröff.).

Aufgrund der Bimodalität der Häufigkeitsverteilung der Werte wurden die Winter- und Sommerwerte getrennt (JOST 1984, 1991). Für alle ergaben sich signifikante Unterschiede. Besonders erwähnenswert sind die niedrigeren medianen Bakterienzellvolumen im Sommerhalbjahr.

Tabelle 1 Medianwerte einiger ausgewählter mikrobiologischer Parameter aus den Jahresgängen 1980/81

Parameter	Winterhalbjahr	Sommerhalbjahr
Bakterienbiomasse ($\mu\text{gC} \cdot \text{l}^{-1}$)	180	390
bakterielle Produktion ($\text{mgC} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)	80	350
V_{max} -Glucoseaufnahme ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)	1,5	6,5
Turnoverzeit der Glucose (h)	2,5	0,8

Die bakterielle Produktion wurde damals mit der CO_2 -Dunkelfixierung nach ROMANENKO (1964) als Nettoproduktion bestimmt. Spätere Produktionsbestimmungen über die Thymidininkorporation kommen zu ähnlichen Werten. Allerdings wurden dabei bisher eher konservative Umrechnungsfaktoren aus der Literatur verwendet.

Aus dem Zusammenhang zwischen der maximalen Aufnahmerate für Glucose und der Bakterienkonzentration leiteten JOST und BALLIN (1984) den Wert für die biotopspezifische maximale Bakterienkonzentration ab. Er betrug $22 \cdot 10^6$ Zellen $\cdot \text{ml}^{-1}$. Spätere Daten (z.B. SCHUMANN 1993) zeigten, daß kurzzeitig wesentlich höhere Bakterienabundanzen auftreten können.

3.4 Funktion

Die unter dem Gesichtspunkt der Produktionsbiologie vorgenommenen Untersuchungen im Bereich der Bakterien belegen ihre wichtige Rolle im Ökosystem Darß-Zingster Boddenkette. Die Größe der bakteriellen Sekundärproduktion liegt häufig deutlich über 50 % der Primärproduktion. Die im gesamten Jahr niedrigen Turnoverzeiten für Glucose lassen auf eine enge Kopplung zwischen der Bereitstellung bzw. Nachlieferung leicht verwertbarer organischer Verbindungen und deren Nutzung durch die Bakterien schließen. Das illustriert sehr deutlich die Funktion der bakteriellen Produktion, die in der Nutzbarmachung dieser aus verschiedensten Quellen stammenden gelösten organischen Substanzen für andere partikuläre Nahrung benötigende Organismen (Flagellaten, Ciliaten, Rotatorien, usw.) besteht. Die Produktion der chemoorganotrophen Bakterien dürfte danach im wesentlichen durch die zur Verfügung stehenden DOC-Quellen limitiert werden, während bakterivore Organismen, vor allem Flagellaten, Ciliaten und teilweise Rotatorien die Bakterienkonzentration über Grazing regulieren (z.B. JOST et al. 1992).

Aus den Analysen über den Zusammenhang zwischen den untersuchten mikrobiologischen Parametern und abiotischen Ökosystemparametern, die eine deutliche Abnahme der gefundenen signifikanten Korrelationen vom Winterhalbjahr zum Sommerhalbjahr zeigen, schließen wir auf eine deutlich größere Bedeutung biotischer Wechselwirkungen im Sommerhalbjahr. Im Winterhalbjahr übt vor allem die Temperatur einen dominierenden Einfluß auf die Bakterien aus (JOST 1984, 1991).

Zusammenfassung

Die Bakterien spielen im Pelagial des Ökosystems Darß-Zingster Boddenkette eine wichtige Rolle, indem sie durch die hauptsächliche Nutzung des Pools der gelösten organischen Substanzen diese wieder dem Nahrungsgefüge zuführen. Ihre Biomasse unterliegt deutlichen jahreszeitlichen und regionalen Veränderungen. Trotz der im Verhältnis zum Phytoplankton geringen Biomasse zeigen Hochrechnungen, daß für die bakterielle Jahresproduktion mehr als 75 % der durch das Phytoplankton produzierten organischen Substanz notwendig ist.

Vergleicht man die Bakterienkonzentrationen von Wasser- und Sedimentproben, so sind bereits innerhalb der obersten 3 cm des Sedimentes etwa $10 \cdot 10^9$ Bakterien cm^{-2} zu finden. Das entspräche der Bakterienkonzentration in einer Wassersäule von etwa 10 m. Damit möchten wir auf die Bedeutung von zukünftig notwendigen Untersuchungen der bakteriellen Aktivitäten in den Sedimenten dieses Flachgewässers hinweisen.

Innerhalb der Untersuchungen des mikrobiellen Nahrungsgefüges im Pelagial sollte das Hauptaugenmerk im Hinblick auf die Bakterien auf der Quantifizierung und Regulation verschiedener Verlustprozesse für die Bakterienpopulationen liegen. Hierbei sollte auf jeden Fall auch der Verlust durch Bakteriophagen mit berücksichtigt werden.

Literatur

- BRATBAK, G. (1985). Bacterial biovolume and biomass estimations. *Appl. Environ. Microbiol.* 49: 1488-1493
- BÖLTER, M. (1977). Numerical taxonomy and character analysis of saprophytic bacteria isolated from the Kiel Fjord and the Kiel Bay. *Ecological Studies* 25: 138-147
- GUBSCH, G. (1975). Bestimmung der Gesamtbakterienzahl in Brackwässern durch Direktzählung auf Membranfiltern. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 3: 87-90
- JOST, G. (1984). Zur Struktur und Funktion der Bakterien im Pelagial eines flachen eutrophen Ostsee-Ästuars. Diss., W.-Pieck-Univ. Rostock
- JOST, G. (1991). Annual changes in some bacteriological Parameters of a eutrophic estuary in the Southern Baltic Sea. *Kieler Meeresforsch. Sonderh.* 8: 34-41
- JOST, G.; BALLIN, G. (1980). Bestimmung der Bakterienzahl und Abschätzung der Bakterienbiomasse in der Darß-Zingster Boddenkette. *Wiss. Z. W.-Pieck-Univ. Rostock, Math-nat. R.* 29: 87-89
- JOST, G.; BALLIN, G. (1984). Seasonal changes in bacteriological Parameters at a Station in the chain of shallow waters (boddens) south of the Darss-Zingst Peninsula (South Baltic). *Limnologica (Berl.)* 15: 597-603

- JOST, G.; KLINKENBERG, G.; SPITTLER, P. (1992). Bacteria between grazing pressure and organic carbon limitation. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 37: 233-240
- PRENA, A. (1990). Zur Bedeutung heterotropher Protozoen im Nahrungsgefüge des Zingster Stromes (Darß-Zingster Boddenkette). Diss., Universität Rostock
- ROMANENKO, V. I. (1964). Geterotrofnaja assimiljacija CO₂ bakterial'noj firoj vody. Mikrobiologija 33: 679-683
- SCHLEICHER, A. (1982). Taxonomisch-ökologische Untersuchungen an Bakterienstämmen der Darß-Zingster Boddenkette. Diplomarbeit, Sektion Biologie, W.-Pieck-Univ. Rostock
- SCHUMANN, R. (1993). Zur Rolle des Pico- und Nanoplanktons im mikrobiellen Nahrungsgefüge der Darß-Zingster Boddenkette. Diss., Univ. Rostock
- SHEWAN, J. M.; HOBBS, G.; HODGHISS, W. (1960). The Pseudomonades, and Achromobacter-groups of bacteria in the spoilage of marine white fish. J. Appl. Bact. 23: 463-468
- SOROKIN, J. I.; KADOTA, H. (1972). Techniques for the assessment of microbial production and decomposition in fresh waters. IBP Handbook No. 23, Oxford
- WESTPHAL, H.; BALLIN, G.; JOST, G. (1980). Mikrobiologische Untersuchungen in der Darß-Zingster Boddenkette. Wiss. Z. W.-Pieck-Univ. Rostock, Math-nat. R. 29: 91-93

Verfasser

Dr. Günter Jost
Institut für Ostseeforschung
an der Universität Rostock
18119 Rostock

Dr. Gertraud Klinkenberg
Universität Rostock
FB Biologie
18051 Rostock

Ulrich Schiewer

Vorkommen und Bedeutung der Protozoen in der Darß-Zingster Boddenkette

Abstract

The knowledge on structure and function of protozoa communities in the DZBK is limited. Heterotrophic flagellates (HNF) are not investigated till 1990. The obtained results on ciliates support the view, that protozoans are important for energy flow, carbon cycle and nutrient recycling in the pelagic zone and sediment. Urgently are needed taxonomic studies of this organism group.

Einführung

Seit den Arbeiten von FENCHEL (1967) ist bekannt, daß Ciliaten in feinsandigen Küstenbiotopen, die der Darß-Zingster Boddenkette vergleichbar sind, eine wichtige Rolle spielen. Heute ist die Bedeutung der Protozoen für den Energiefluß, den Stofffluß und das Nährstoffrecycling in Küstengewässer unumstritten. Das dürfte auch für die Küstengewässer der Ostsee gelten, obwohl die verfügbare Datenbasis bisher sehr gering ist (ARNDT 1991, weitere Lit. dort). Erste Angaben zur artenmäßigen Zusammensetzung, Abundanz und Verbreitung der Protozoen in der DZBK finden sich bei SCHWARZ (1961). Die Dissertation von SCHARF (1979) gibt einen umfassenderen Einblick über benthisches Ciliaten. In der Folgezeit waren es vor allem experimentell-ökologische Arbeiten (SCHARF et al. 1984, SCHIEWER et al. 1986, ARNDT et al. 1989, 1990), die Beiträge zur Funktion der Protozoen lieferten. Einen zusammenfassenden Überblick über die Bedeutung der pelagischen Ciliaten im Jahresverlauf und zum saisonalen Verhalten vermittelt die Dissertation von PRENA (1990).

Vorkommende Arten

Unser Wissen um die Artenzusammensetzung der Protozoen in der DZBK ist sehr begrenzt. Die bisherigen Untersuchungen sind sporadischer Natur, fragmentarisch und zum Teil mit unzureichenden Mitteln erarbeitet (SCHWARZ 1961, SCHARF 1979, PRENA 1990, ARNDT 1991). Die Tab. 1 stellt die bisherigen Befunde zusammen. Auf Grund der engen Wechselwirkungen zwischen

Pelagial und Sediment in der flachen DZBK sind klare Trennungen von benthischen und pelagischen Protozoen nur schwer möglich.

Untersuchungen von PRENA 1990 haben ergeben, daß während des gesamten Untersuchungszeitraums im Pelagial des Zingster Stroms die Gattung *Mesodinium* und kleine oligotriche Ciliaten dominant sind. Ihre Untersuchungen belegen ferner, daß die Artenzusammensetzung weder durch die Temperatur, noch durch den Salzgehalt kontrolliert wird.

Tabelle 1 Bisher nachgewiesene Arten/Gattungen von Protozoen in der DZBK

a. Benthische Arten im Barther Bodden (nach SCHARF 1979)	b. Pelagisch-benthische Arten im Zingster Strom (nach PRENA 1990, ARNDT 1991)
Gymnostomatida <i>Prorodon marinus</i> CLAP&L, 1858 <i>Prorodon platyodon</i> KAHL, 1927 <i>Prorodon teres</i> EHRENB., 1838 <i>Tracheloraphis kahli</i> RAIKOV, 1962 <i>Tracheloraphis striatus</i> RAIKOV, 1962 <i>Hemiphrys marina</i> KAHL, 1930 <i>Centrophorus fasciolatus</i> SAUERBREY, 1928 Hymenostomatida <i>Paramecium caudatum</i> EHRENB., 1838 <i>Paramecium caicinski</i> WOODRUFF, 1921 Heterotrichida <i>Spirostomum loxodes</i> STOKES, 1885 <i>Spirostomum teres</i> CLAP & L, 1859 <i>Spirostomum ephrussi</i> DELPHY, 1939 <i>Blepharisma sphagni</i> LEPSI, 1926 <i>Condylostoma arenarium</i> SPIEGEL, 1926 <i>Condylostoma remanei</i> SPIEGEL, 1928 Hypotrichida <i>Amphisiella marioni</i> GOURRET & ROESER, 1887 <i>Keronopsis monilata</i> KAHL, 1932 <i>Uronychia transfuga</i> O. F. MÜLLER, 1786	Prostomatida <i>Coleps spec.</i> Haptorida <i>Lacrymana spec.</i> <i>Spathidium spec.</i> <i>Askenasia spec.</i> <i>Didinium nasutum</i> <i>Didinium spec.</i> <i>Mesodinium rubrum</i> <i>Mesodinium spec.</i> Pleurostomadida <i>Amphileptidae</i> Scuticociliatida <i>Cyclidium spec.</i> Peritrichida <i>Vorticella spec.</i> Oligotrichi <i>Strombidium-Strombidium-Komplex</i> <i>Halteria spec.</i> <i>Tintinnidium spec.</i> Hypotrichida <i>Oxytricha spec.</i> <i>Euplotes affinis</i> <i>Euplotes spec.</i>

Biomasse und Jahresgänge

Nach ARNDT (1991) finden wir in der offenen Ostsee Protozoenbiomassen von $< 11,2 - 112 \mu\text{g C l}^{-1}$. In den Küstengewässern ist die Biomasse auf $< 56,2 - 562,5 \mu\text{g C l}^{-1}$ erhöht. Die jahreszeitliche Verbreitung der Ciliaten (Abb. 1 und 2) wurden von SCHARF (1979) und PRENA (1990) untersucht.

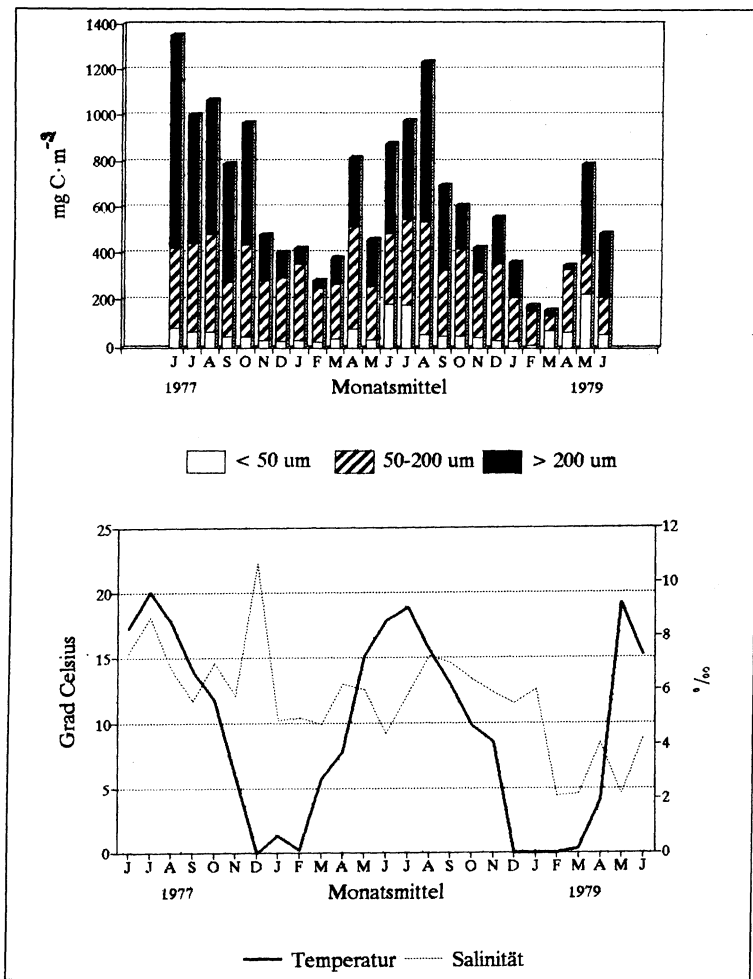


Abb.1 Benthische Protozoen im Barther Bodden (n. SCHARF 1979). Gegenüberstellung der Biomassen (Monatsmittel) der verschiedenen Größenklassen und den Jahresgängen von Temperatur und Salinität

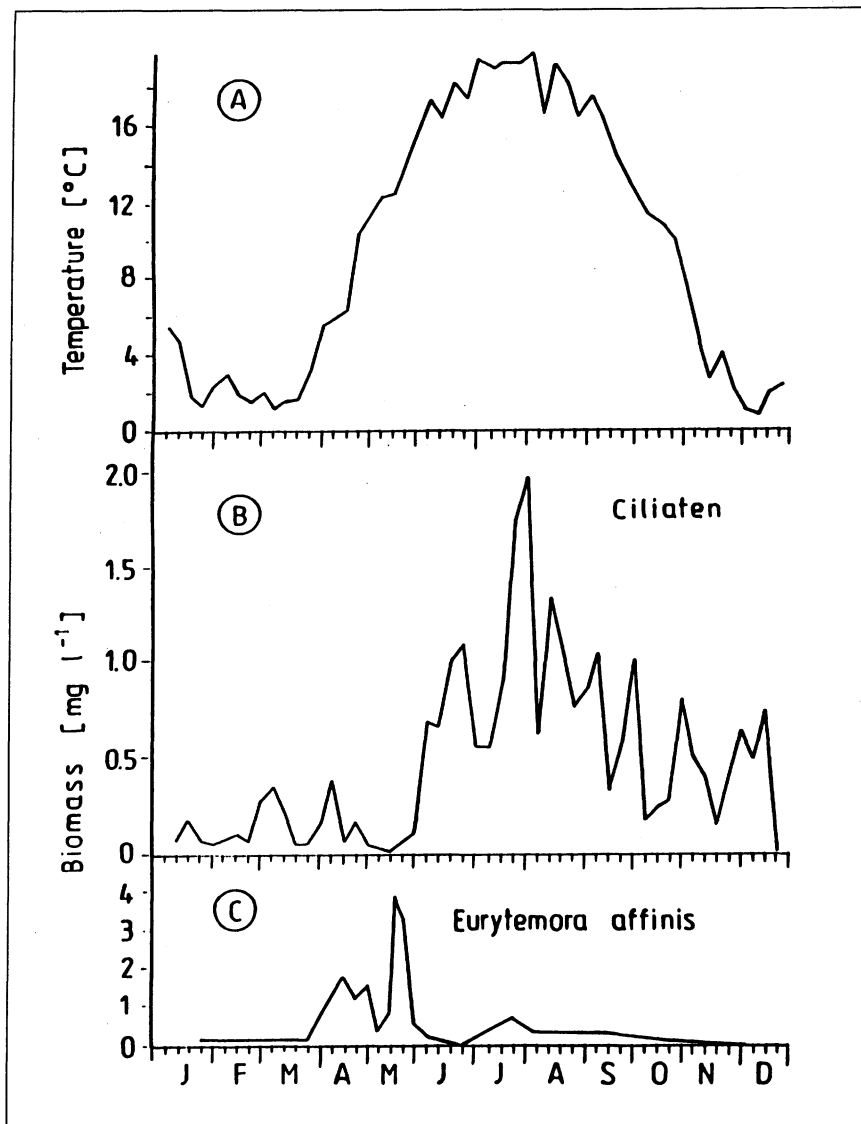


Abb. 2 Entwicklung der pelagischen Ciliatenbiomasse im Zingster Strom 1988 (n. PRENA 1990). Vergleich mit den Jahresgängen von Temperatur und der *Eurytemora*-Biomasse (n. HEERKLOSS, unveröff.): Einfluß des *Eurytemora*-Grazing auf die Biomasseentwicklung der Ciliaten im April/Mai.

Für die heterotrophen Nanoflagellaten (HNF) fehlen bis 1990 derartige Angaben völlig. PRENA ermittelte für die pelagischen Ciliaten einen Biomassemittelwert für das Jahr 1988 von $52,5 \mu\text{g C l}^{-1}$ (Spitzenwerte $218 \mu\text{g C l}^{-1}$). Für die benthischen Ciliaten schwankt die Biomasse zwischen 1,4 bis $12,0 \text{ g Trockenmasse pro m}^2$, wobei der Mittelwert bei $5,8 \text{ g m}^{-2}$ lag (SCHARF 1979). Im Pelagial wird der Standing Stock vor allem durch die Temperatur, das Nahrungsangebot und den Fraßdruck kontrolliert. Im Sediment üben neben der Temperatur die Windverhältnisse durch Sedimentaufwirbelung und -Verlagerung eine bedeutsame Rolle aus. Entscheidend ist ferner innerhalb der Sedimentparameter das Lückensystem. Die höchsten Biomassen wurden im sandigen Sediment gefunden, während schlackiger Sand und Schlack deutlich geringere, aber voneinander nicht unterscheidbare Biomassen aufwiesen.

Funktion

Die Protozoen sind eingebettet in das mikrobielle Nahrungsgefüge des Pelagials und des Sediments. Sie sind ein wichtiges Bindeglied zwischen den Primärproduzenten und Bakterien auf der einen und dem Zooplankton auf der anderen Seite. Offensichtlich kommt den HNF in den Wintermonaten eine größere Bedeutung als den Ciliaten zu. Dagegen sind im Sommer die letzteren die dominierende Gruppe.

Die Nahrungsbasis der HNF sind überwiegend Bakterien. Inwieweit Mixotrophie vorliegt, ist unbekannt. Bei den Ciliaten dominiert offensichtlich das Phytoplankton als Nahrungsquelle. Daneben sind vor allem HNF, aber auch Bakterien und kleine Ciliaten bedeutsam. Durch ihre Grazingwirkung setzen die HNF und die Ciliaten große Anteile anorganischer Nährstoffe (NH_4 , PO_4) frei. Die Ciliaten ihrerseits stehen vor allem unter dem Grazingdruck des Metazooplanktons und zeitweise auch der Fischlarven (SPITTLER, unveröff.).

Die Tab. 2 gibt eine Übersicht über die Energieäquivalente ausgewählter Ciliaten.

Tabelle 2 Energieäquivalente für 5 in agnotobiotischen Kulturen gezüchtete Ciliatenarten des Sediments des Barther Boddens (nach SCHARF 1979)

Art	Energieäquivalente		
	$10^4 \text{ J} \cdot \text{Ind.}^{-1}$	$\text{J} \cdot (\text{mg TG})^{-1}$	$\text{J} \cdot (\text{mg FG})^{-1}$
<i>Paramedicum calcinski</i>	$7,63 \pm 0,61$	$23,15 \pm 1,85$	$4,39 \pm 0,35$
<i>Spirostomum teres</i>	$4,84 \pm 0,41$	$23,91 \pm 2,05$	$4,54 \pm 0,38$
<i>Amphisiella marioni</i>	$9,73 \pm 0,91$	$21,18 \pm 1,39$	$4,02 \pm 0,38$
<i>Spirostomum loxodes</i>	$4,28 \pm 0,42$	$24,91 \pm 2,44$	$4,73 \pm 0,46$
<i>Keronopsis monilata</i>	$1,93 \pm 0,72$	$17,13 \pm 6,37$	$3,25 \pm 1,21$

Eine erste Bilanzierung des Energieflusses der heterotrophen benthischen Protozoen im Barther Bodden gibt die Tab. 3 wieder.

Tabelle 3 Energiefluß durch die heterotrophen benthischen Protozoen im Barther Bodden (nach SCHARF 1979)

Sediment- typ	Biomasse	Konsump- tion	Assimi- lation	Respira- tion	Exkretion	Nettopro- duktion	korresp. Flächen
	$\text{kJ} \cdot \text{m}^2$	$\text{kJ} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$	$\text{kJ} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$	$\text{kJ} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$	$\text{kJ} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$	$\text{kJ} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$	$10^6 \cdot \text{m}^2$
Sand	26,1	37	34,7	14,6	2,3	20,1	3,5
schlickig sandiges Sediment	9,7	13	12,8	5,2	0,8	7	8,5
Schlick	8,2	12,2	11,4	4,7	0,7	6,7	4,1
nicht eindeutig zuzuord- nen	9,9	16,2	15,2	6,0	1,0	9,2	3,4

Innerhalb der Protozoengemeinschaften gibt es offenbar enge Wechselwirkungen. Sie wurden erst in Ansätzen während komplexer Mesokosmosexperimente erfaßt (Abb. 3).

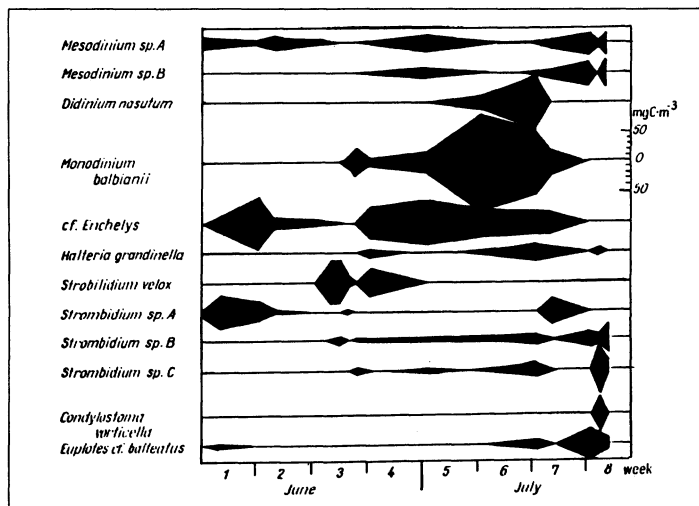


Abb. 3 Wöchentliche Fluktuationen der Biomasse der pelagischen Ciliaten (n. ARNDT et al. 1990 b). Kontroll - Enclosure des Mesokosmos-Experiments in der Kier Bucht Juni/Juli 1986.

Zusammenfassung

Die Aussagen zur Struktur und Funktion der Protozoen in der DZBK sind begrenzt. Untersuchungen zur Gruppe der HNF fehlen bis 1990 fast völlig. Die bisher vorliegenden Ergebnisse belegen, daß den Protozoen ein entscheidender Anteil im Pelagial und Sediment am Energiefluß, am Kohlenstoffkreislauf und an den Nährstoffkreisläufen zukommt. Eine solide taxonomische Bearbeitung der Protozoengemeinschaften der Boddengewässer ist dringend erforderlich.

Literatur

- ARNDT, H.: On the importance of planktonic protozoans in the eutrophication process of the Baltic Sea. - Int. Revue ges. Hydrobiol. 76, 1991, - S. 387 - 396
- ARNDT, H.; G. JOST and N. WASMUND: Dynamics of pelagic ciliates in eutrophic estuarine waters: importance of functional groups among ciliates and responses to bacterial and phytoplankton production. - Arch. Hydrobiol., Beih. Ergebn. Limnol. 34, 1990 a, - S. 259 - 267
- ARNDT, H.; U. SCHIEWER; G. JOST; N. WASMUND; T. WALTER; R. HEERKLOSS; G. ARLT and E. A. ARNDT: The importance of pelagic and benthic microfauna in a shallow-water community of the Darß-Zingst estuary, southern Baltic, during mesocosm experiments. - Limnologica (Berlin) 20, 1990b, - S. 101 - 106
- FENCHEL, T.: The ecology of marine microbenthos. I. The quantitative importance of ciliates as compared with metazoans in various types of Sediments. - Ophelia 4, 1967, - S. 121 - 137.
- PRENA, A.: Zur Bedeutung heterotropher Protozoen im Nahrungsgefüge des Zingster Stromes (Darß-Zingster Boddenkette). - Diss., Univ. Rostock, 1990
- SCHARF, E.- M.: Die Bedeutung benthischer heterotropher Protozoen (Ciliaten) im Stoffkreislauf und im Energiefluß eines mesohalinen Brackgewässers (Barther Bodden). - Diss. A, Univ. Rostock, 1979
- SCHARF, E.- M., W. SCHNESE and G. SCHLUNGBAUM: Short term response of benthic and pelagic ciliates to artificial eutrophication. - Ophelia, Suppl. 3, 1984, - S. 195 - 200
- SCHIEWER, U.; H. ARNDT; G. BAADER; G. BALLIN; R. BÖRNER; F.- K. EVERT; F. GEORGI; R. HEERKLOSS; G. JOST; V. KELL; B. KRÜGER and T. WALTER: The bounds and potential effects of NH_4 (loading) on the pelagic System of a Baltic estuary. - Limnologica (Berlin) 17, 1986, - S. 7-28
- SCHWARZ, S.: Produktionsbiologische Untersuchungen am Zooplankton der Rügensch, Hiddensee und Darßer Boddengewässer (1953 - 1955). - Z. Fischerei N. F. 10, 1961. - S. 401 - 408

Verfasser

Prof.Dr. Ulrich Schiewer
Universität Rostock
FB Biologie
18051 Rostock

Reinhard Heerkloss; Werner Schnese †

Jahreszeitliche Variabilität und Langzeitentwicklung des Metazooplanktons im zentralen Teil der Darß-Zingster Boddengewässer

Abstract

Seasonal variability and long-term development of the metazooplankton of the central part of the Darß-Zingst estuary.

Monthly means of Zooplankton biomass of the Darß-Zingst estuary are presented. The total period of investigation amounts to 22 years. Calanoids and rotifers were dominating all the time, but phyllopods developed considerable biomass peaks only during some years. Since 1989 an autumn peak of polychaet larvae occurred.

1 Einleitung

Für den an den Küsten der Ostsee weit verbreiteten Gewässertyp des gezeitenlosen Flachwasserästuars wurde 1969 ein Zooplankton Monitoring-Programm in den Darß-Zingster Boddengewässern gestartet. Seit dieser Zeit wurden Abundanzen und Biomassen ganzjährig im wöchentlichen bis 14-tägigen Abstand ermittelt. Im vorliegenden Beitrag sollen Monatsmittelwerte des Zentralteils des Gewässers für den Gesamtzeitraum von 1969 - 1993 vorgestellt werden.

2 Vorkommende Arten

Eine detaillierte Übersicht aller seit 1957 nachgewiesenen Arten gibt ARNDT (1985). Danach kommen 102 Arten vor, davon 66 Rotatoria, 20 Phyllopoda und 14 Copepoda. Hinzu kommen meroplanktische Larven verschiedener Gruppen des Zoobenthos: Polychaeta, Bivalvia, Gastropoda, Cirripedia. Im Barther Bodden - dem Zentralteil der Boddengewässer - wurden 1980-83 74 Arten festgestellt, davon waren 6 limnisch oligostenohalin, 30 limnisch oligohalin, 13 limnisch euryhalin, 9 euryhalin und 16 marin euryhalin. Der Barther Bodden stellt sich damit als instabiler Lebensraum mit schwankender Salinität im Grenzbereich zwischen Oligohalinikum (0,5-5‰) und dem Hypohalinikum (5-8‰).

dar. Produktionsbiologisch bestimmend sind nur wenige Spezies. Hierzu gehören bei den calanoiden Copepoden die Brackwasserarten *Eurytemora affinis* (POPPE) und *Acartia tonsa* DANA. Bei den Rotatorien sind folgende Taxa vorherrschend: *Filinia longiseta* (EHRB.), *Brachionus calyciflorus* PALLA, *B. quadridentatus* (HERMANN), *Keratella quadrata cochlearis* (O.F. MÜLLER), *K. c. var. tecta* (LAUTERBORN), *Synchaeta cecilia* ROUSSELET, *S. vorax* ROUSSELET. Dominerende Vertreter der Phyllopoden waren: *Bosmina longirostris* (O.F. MÜLLER), *Pleopsis polyphemoides* (LEUCKA), *Chydorus sphaericus* (O.F. MÜLLER), *Alona rectangula* SARS.

3 Biomasse

3.1 Methodische Vorbemerkungen

Die Probenentnahme wurde im Verlauf der Untersuchungen geringfügig variiert. Zunächst wurden punktuell 1l-Vollproben aus 50 cm Tiefe entnommen. Da bei diesem Verfahren die methodisch bedingte Variabilität relativ hoch war, erfolgte seit 1979 die Beprobung in einem integrierten Modus. Dazu wurden hintereinander 5x5 Liter aus der sedimentnahen Schicht und 5x5 Liter aus 50 cm Tiefe entnommen und in einen Sammelbehälter entleert. Nach gründlichem Durchmischen der Sammelprobe wurden 1 Liter als Vollprobe fixiert und 5 Liter durch 50 µm-Gaze gesiebt und fixiert. Die Fixierung erfolgte generell mit neutralisiertem Formaldehyd (Endkonzentration 4%). Um die Variabilität der Daten aus der Periode punktueller Beprobung zu verringern, wurden die Daten von den Stationen 6, 7 und 8 (vgl. SCHNESE et al. 1973 und SCHLUNGBAUM in diesem Heft) vereinigt und gemittelt. Die Ergebnisse seit 1979 betreffen die Station 8 (Zingster Strom).

Die Auszählung der Zooplankter erfolgte im umgekehrten Mikroskop nach dem plastischen Zählverfahren (UTERMÖHL 1931). Zur Umrechnung der Abundanz in Biomassen dienten Standardgewichte für die einzelnen Arten. Bei den Copepoden wurde dabei die saisonale Variation der Individuengewichte berücksichtigt (detaillierte Angaben hierzu in HEERKLOSS et al. 1991b).

3.2 Jahresgänge der Biomasse

Die mittleren Monatsbiomassen von 1969-1993, aufgeschlüsselt nach den drei Untergruppen "calanoide Copepoden", "Rotatorien", "Phyllopoden und Polychaeten-Larven", sind in Abb. 1-3 dargestellt. Die calanoiden Copepoden zeigen einen charakteristischen jahreszeitlichen Biomasseverlauf (Abb. 1). Im April und Mai entwickelt sich ein deutliches Frühjahrsmaximum, welches fast ausschließlich durch die genuine Brackwasserart *E. affinis* gebildet wird. Nach einem Minimum im Juli entwickelt sich in manchen Jahren im Spätsommer ein zweites, geringeres Maximum. Im Sommer und Spätsommer kommt neben *E. affinis* die ebenfalls für das Brackwasser typische Art *A. tonsa* vor. In manchen

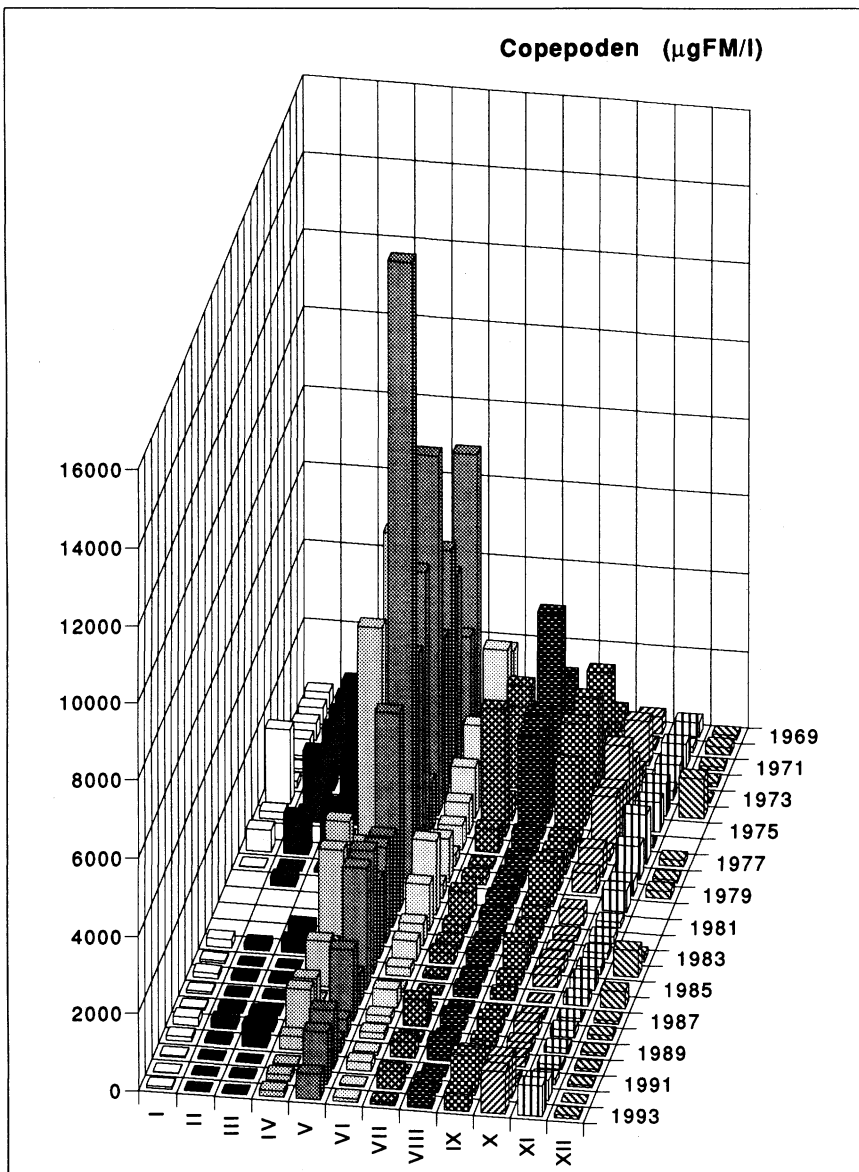


Abb. 1 Monatsmittel der Biomasse calanoider Copepoden im mittleren Teil der Darß-Zingster Boddenkette.
Dominierende Art: *Eurytemora affinis*.

Jahren war der Copepoden-Frühjahrspeak schwach ausgeprägt, so beispielsweise **1989 - 1993**. In diesen Jahren wurde ebenfalls ein Ausfall der Frühjahrsblüte der Bacillariophyceen auf Grund milder Witterungsbedingungen während des Winters beobachtet (WASMUND; HEERKLOSS 1993). Die Populationsentwicklung von *E. affinis* wird durch diese Algengruppe offenbar besonders stimuliert. Bacillariophyceen-Nahrung wird auch von anderen calanoiden Copepodenarten bevorzugt verwertet (BOSELNANN 1975). Für das Auftreten des Sommerminimums der Copepoden sind wesentlich hohe Freileistungen evertabrater Prädatoren (JANSEN et al. 1981) und Jungfische (ARNDT et al. 1984, DEBUS & ARNDT 1984), hohe pH- und Temperaturwerte und der Besatz mit epizoischen Ciliaten (HEERKLOSS et al. 1990, HEERKLOSS & Ring 1992) verantwortlich. Während der Periode des Copepodenminimums im Sommer kommen die Rotatorien zur Massenentwicklung (Abb. 2). Die Spitzenwerte der Biomasse übertreffen in manchen Jahren die der Copepoden im Frühjahrspeak. Es sind hauptsächlich drei Taxa, die in dieser Periode dominieren: *B. quadridentatus*, *F. iongiseta*, *K. cochlearis* und (HEERKLOSS et al. 1991a). Interessant ist, daß es sich bei diesen Taxa um limnische Formen handelt. Die aus dem Salzwasser kommende Art *Brachionus plicatilis* (MÜLLER) bleibt in ihrer Populationsgröße stets auf mäßigem Niveau (ARNDT 1988). Dies ist umso erstaunlicher, als *B. plicatilis* hinsichtlich des nutzbaren Nahrungsspektrums und der erreichbaren Wachstumsraten bedeutend leistungsfähiger als *B. quadridentatus* ist (HLAWA; HEERKLOSS 1992). Da während des Frühsommers der überwiegende Teil der heranwachsenden Jungfische noch im planktivoren Entwicklungsstadium befindlich ist, die Copepoden jedoch als Futterquelle ausfallen, kann vermutet werden, daß die Rotatorien, insbesondere die relativ großen Brachioniden-Arten, einem erheblichen Fraßdruck unterliegen (DEBUS; ARNDT 1984). Unter diesen Bedingungen sind Arten, die spitze Fortsätze tragen (z.B. *B. quadridentatus*), im Vorteil. Die Jahreskurven der Rotatorien weisen im Vergleich zu den Copepoden eine stärkere interannuale Variabilität auf. Hierin zeigt sich offenbar, daß die beteiligten Arten in ihrer Dynamik nur bedingt mit dem jahreszeitlichen Variationsmuster abiotischer Steuerfaktoren korreliert sind. Vielmehr scheint der Einfluß biotischer Wechselwirkungen innerhalb des Planktons von überragender Bedeutung zu sein. In Abb. 3 ist die Biomasse des Gesamtzooplanktons abzüglich Calanoiden und Rotatorien dargestellt. In den vielen Jahren fiel diese Gruppe in ihrer Biomasseentwicklung kaum ins Gewicht (Abb. 3). Jedoch kam es 1970 - 1972 und **1979 - 1981** zu Massenentwicklungen der Phyllopodenarten *Chydorus sphaericus*, *Bosmina longirostris* und *Pleopsis polyphenoides* unmittelbar im Anschluß an den Frühjahrspeak der calanoiden Copepoden. In diesen Jahren war - bedingt durch das generelle hydrographische Regime der Boddengewässer - der mittlere Salzgehalt relativ niedrig. Allerdings läßt sich das sporadische Auftreten der Phyllopoden nicht allein aus dem Salzgehalt erklären, da in anderen Jahren mit vergleichbar geringem Salzgehalt keine Massenentwicklung in dieser Gruppe beobachtet wurde (z.B. 1987). Als ein wesentlicher Faktor, der auf die Phyllopoden begrenzend wirkt, muß der im Vergleich zu den Copepoden größere Fraßverlust durch planktivore Fische angesehen werden. Copepoden können sich durch ihre sprungartige Fortbewegungsweise dem Fraßdruck besser

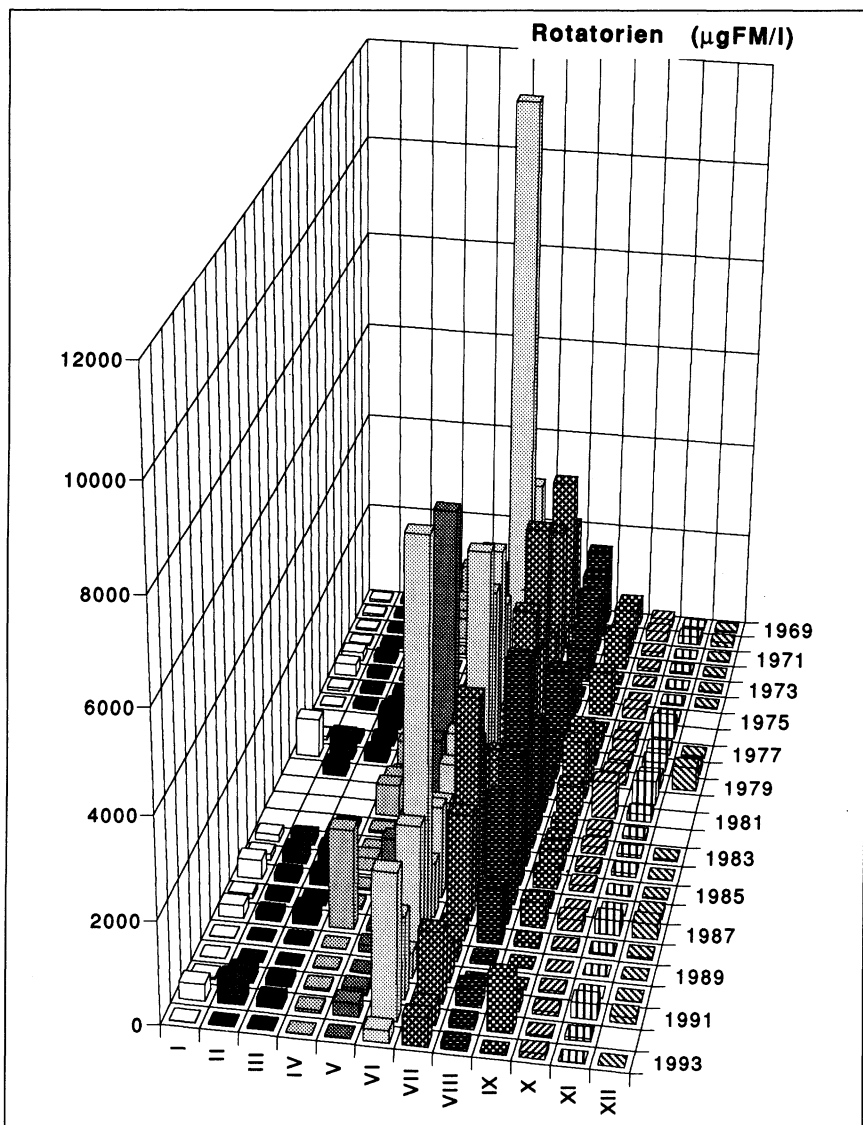


Abb. 2 Monatsmittel der Rotatorien-Biomasse im mittleren Teil der Darß-Zingster Boddenkette.
 Domonierende Arten: *Brachionus quadridentatus*,
Keratella cochlearis f. tecta,
Keratella cruciformis f. eichwaldii,
Filinia longiseta.

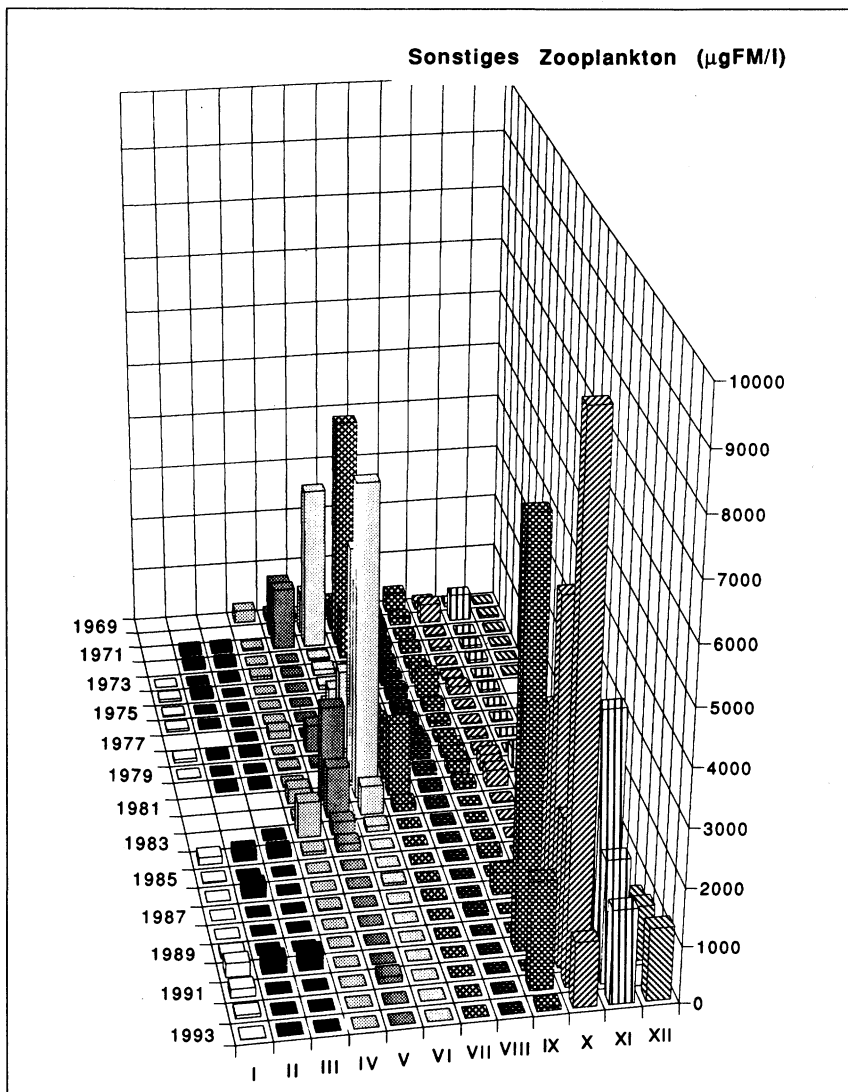


Abb. 3 Monatsmittel der Biomasse in der Gruppe "sonstiges Zooplankton" im mittleren Teil der Darß-Zingster Boddenkette.

Sommerpeaks 1969-71 und 1979-81 werden gebildet durch Phyllopoden. Dominieren-

de Arten: *Chydorus sphaericus*,
Bosmina longirostris,
Pleopsis polyphemoides.

Herbstpeaks 1989 - 1993 werden gebildet durch Polychaetenlarven.

entziehen. Für verschiedene Jungfischarten wurde von ARNDT et al. (1984) und DEBUS; ARNDT (1984) eine deutliche Bevorzugung der Phyllopoden gegenüber den Copepoden nachgewiesen. Seit 1989 wird das verstärkte Auftreten einer weiteren Gruppe beobachtet. In den Monaten Oktober, November und Dezember treten Polychaetenlarven in hohen Abundanzen auf. Dabei handelt es sich um die vom nordamerikanischen Kontinent an die europäischen Küsten verschleppte Art *Marenzelleria viridis* (BICK; BURCKHARDT 1989). Da in den eutrophierten Boddengewässern auch noch im Spätherbst hohe Phytoplanktonbiomassen vorhanden sind, (in der Regel über $10 \text{ mm}^2 \text{ l}^{-1}$, WASMUND; HEERKLOSS, 1992), bestehen zu dieser Zeit für die Larven günstige Wachstumsbedingungen.

4 Funktion

Das Metazooplankton der Darß-Zingster Boddengewässer ist in seiner Quantität hocheutrophen Seen vergleichbar. Die beiden Hauptgruppen - calanoide Copepoden und Rotatorien - sind fast ausschließlich der Primärkonsumentengruppe zuzuordnen. Es werden jedoch nur wenige Prozent der planktischen Primärproduktion vom Zooplankton direkt konsumiert (SCHNESE; HEERKLOSS 1978). Die nicht genutzte Menge primär produzierter organischer Substanz wird durch mikrobielle Nahrungsgefüge genutzt und weitgehend verbraucht. Nur zur Zeit der Frühjahrsentwicklung calanoider Copepoden steht das Metazooplankton durch selektiven Ciliatenfraß mit den mikrobiellen Komponenten in direkter top-down Beziehung (SCHIEWER; PRENA 1991).

5 Schlußfolgerung

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß im Zooplankton der Darß-Zingster Boddengewässer ineffektive Nahrungsketten mit wenigen Arten dominieren. In quantitativer Hinsicht ist die interannuale Variabilität hoch. Abgesehen von der erwähnten Einwanderung einer Polychaetenart kann qualitativ für den untersuchten Zeitraum aber keine deutliche Veränderung im jahreszeitlichen Sukzessionsmuster festgestellt werden. Trotz der erheblichen Zunahme der äußeren Nährstoffbelastung des Gewässers und deutlicher Verschiebungen in der Phytoplanktonqualität (WASMUND; HEERKLOSS, 1990), zeigt die Arten- und Dominanzstruktur des Zooplanktons eine ausgeprägte Stabilität. Dies hängt offenbar mit der Euryplastizität der vorhandenen Arten zusammen.

Zusammenfassung

Die Monatsmittel der Zooplanktonbiomasse im Zentralteil der Boddenkette südlich der Halbinsel Darß-Zingst werden vorgestellt. Der zusammenhängende Untersuchungszeitraum beträgt 25 Jahre. Dominierend sind calanoide Copepoden und Rotatorien. In einigen Jahren treten darüber hinaus deutliche Biomassepeaks von Phyllopoden auf. Seit 1989 wird im Herbst ein von Polychaeten-Larven gebildeter Biomassepeak beobachtet.

Literatur

- ARNDT, H. (1985): Untersuchungen zur Populationsökologie der Zooplankter eines inneren Küstengewässers der Ostsee. - Dissertation, Univ. Rostock
- ARNDT, H. (1988): Dynamics and production of a natural population of *Brachionus plicatilis* (Rotatoria, Monogononta) in a inner coastal water of the Baltic. - Kieler Meeresforsch., Sonderheft, 6, 147-153
- ARNDT, H., L. DEBUS; R. HEERKLOSS & W. SCHNESE (1984): Diurnal changes in the matter flux of a shallow-water ecosystem in a Baltic Inlet. - Ophelia, Suppl., 3, 1-9
- BICK, A., R. BURCKHARDT (1989): First record of *Marenzelleria viridifera* Polychaeta, Spionidae) in the Baltic Sea, with a key to the Spionidae of the Baltic Sea. - Mitt. Zool. Mus. Berlin, 65, 237-247
- BOSELDMANN, S. (1975): Production of *Endiaptomus graciloides* in Lake Esrom. - Arch. Hydrobiol., 76, 43-64
- DEBUS, L.; H. ARNDT (1984): Nahrungsbiologische Untersuchungen an Jungfischpopulationen eines brackigen Flachwassergebietes des Barther Boddens (südliche Ostsee). - Wiss. Ztschr. Univ. Rostock, math.-nat. Reihe, 33, 76-82
- HEERKLOSS, R., U. BRENNING; R. IHLENFELD; R. FRANKE (1990): Influence of temperature and epizoic ciliates on the growth of *Eurytemora affinis* (Poppe) (Calanoida, Copepoda) under laboratory conditions. - Wiss. Ztschr. Univ. Rostock, math.-nat. Reihe, 39, 12-15
- HEERKLOSS, R., M. RING (1992): Inhibiting effect of high pH-values on the activity and growth of *Eurytemora affinis* (Calanoida, Copepoda). - Proc. of the First Europ. Crustacean Conference
- HLAWA, S., R. HEERKLOSS (1994): Experimental studies into the feeding biology of rotifers in brackish waters. - J. Plankton Res., 16, 1021-1038
- JANSEN, W., H. ARNDT, R. HEERKLOSS (1983b): Die Rolle von *Neomysis integer* LEACH (Mysidacea, Crustacea) im Stoffumsatz des eutrophierten Brackgewässers Barther Bodden (südliche Ostsee). II. Konsumption von Zooplankton. - Wiss. Ztschr. Univ. Rostock, math.-nat. Reihe, 32, 44-47
- SCHIEWER, U., A. PRENA (1991): Grazing rates and generation times of *Euplotes affinis*. - Proc. 12 th. Baltic Marine Biologist Symposium, Helsingor, Denmark, 26-30 August
- SCHLUNGBAUM, G., G. NAUSCH (1991): Ökologie eutrophierter Küstengewässer. Teil IV/I: Monographie zur Beschaffenheitsentwicklung der Darß-Zingster Boddengewässer. - Forschungsbericht, Univ. Rostock, Fachbereich Biologie
- SCHNESE, W., G. SCHLUNGBAUM & O. MIELKE (1973): Zu Aspekten der Küstengewässerforschung der DDR, unter besonderer Berücksichtigung der Aufgaben der Sektion Biologie der Universität Rostock und ihrem Zusammenwirken mit Kooperationspartnern. - Wiss. Ztschr. Univ. Rostock, math.-nat. Reihe, 22, 1057-1065.
- SCHNESE, W. & R. HEERKLOSS (1978): Nutrition-biological studies on the Zooplankton of the chain of boddens south of the Darß-Zingst Peninsula: Determination of feeding and assimilation rates by means of ¹⁴C under field conditions. - Kieler Meeresforsch., Sonderheft, 4, 267-274
- UTERMÖHL, H. (1931): Neue Wege in der quantitativen Erfassung des Planktons. - Verh. internat. Verein. Limnol., 5, 576-597
- WASMUND, N., R. HEERKLOSS (1992): Seasonal and longterm succession in a shallow coastal water of the southern Baltic Sea. Proc. of the Intern. Symp. on the functioning of the coastal ecosystems in various geographical regions, Gdansk, Sept. 23-25, 1992

Verfasser

Dr. habil. Reinhard Heerkloß
 Prof. Dr. habil. Werner Schnese †
 Universität Rostock
 FB Biologie
 18051 Rostock

Ernst A. Arndt

Struktur und Dynamik des Makrozoobenthos in der Darß-Zingster Boddenkette im Laufe der letzten 25 Jahre unter besonderer Berücksichtigung der Makrozoobenthos - Entwicklung im Saaler Bodden von 1986-1990

Abstract

- Long-term investigations on the macrozoobenthos in the chain of boddens south the peninsula Darss-Zingst (1969-1977) with Special reference to the oligohaline Saaler Bodden (1986-1990) are the basis of a description of the distribution patterns of the main taxa in this shallow brackish water area.
- The salinity between meiomesohaline and meiooligohaline on the one hand and eutrophication between eutrophic and hypertrophic on the other one seem to be the most important environmental factors.
- Within the discussion of aspects of the secondary production the increasing influence of the "newcomer" *Marenzelleria viridis* are mentioned.
- The results of intensive macrozoobenthos investigations in the Saaler Bodden from 1986-1990 are used for the discussion of the constancy and variability of the macrozoobenthos in such a hypertrophicated brackish water area functioning as major outfall for agricultural and urban sewages.
- The last chapter is focussed to the analysis of the ecophysiology of important species in this horohaline region in respect to their distribution patterns.

Einleitung

Das Makrozoobenthos der Darß-Zingster Boddenkette wird kontinuierlich seit 1969 untersucht, wobei seit 1986 der Schwerpunkt des Forschungsprogramms auf dem Saaler Bodden und - abgeschwächt - auf dem Barther Bodden lag. Die Ergebnisse sind in einer langen Reihe von Forschungsberichten (ARNDT 1972, 1974, 1975, 1980, 1985, 1987, 1990), Veröffentlichungen (ARNDT 1973, 1984, 1987, 1988, 1989, ARNDT & JANSEN 1986, NAUSCH, M. 1982, 1983, 1984, 1988 a, 1988 b) und Diplom- bzw. Promotionsarbeiten (NAUSCH, M./Promotion 1982, JANSEN/Promotion 1983, MÖLLER/Diplom 1984, BÖNSCH/Diplom 1987, POLZIN/Diplom 1987) dargestellt worden.

Neben der Qualität und Quantität der Taxa in den einzelnen Boddenteilen, die vor allem durch die von West nach Ost von meio-oligohalinen bis zu meio-mesohalinen zunehmenden Salinitäten (s. ARNDT 1989, SCHLUNGBAUM 1994) und die in gleicher Richtung von hyper- bis poly- und eutrophen Bedingungen abnehmenden Trophiegrade (ARNDT 1989) gekennzeichnet sind, werden die saisonalen Veränderungen der Makrozoobenthosgemeinschaften incl. ihrer z.T. großen interannualen Fluktuationen ebenso ausgewiesen wie die ökophysiologischen Implikationen für wichtige Mitglieder dieser Zönosen.

Material und Methoden

Seit **1969** wurden auf sogenannten Standardstationen (01 Eingang Darß-Zingster Boddenkette im Osten, 02 Grabow, 06 Barther Bodden, 10 Bodstedter Bodden, 16 nördlicher Teil des Saaler Boddens, 19 nördliche Grenze des Ribnitzer Sees) mit EKMAN-BIRGE- bzw. Hydrobios-Bodengreifern mit Ausstichflächen um 225 Quadratzentimeter je drei Bodenproben pro Station entnommen, wobei bis 1977 pro Jahr etwa 3 - 6 über das Jahr verteilte Untersuchungen an jeder Station vorgenommen wurden (ARNDT 1987, 1988). Seit 1980 erfolgten die Probennahmen an den Standardstationen 01 bis 19 fallweise. 1986 begann im Saaler Bodden ein umfangreiches Makrozoobenthos-Programm. Zwei- bis dreimal pro Jahr wurden Netzprogramme absolviert, bei denen ein Stationsnetz mit 500 m Kantenlänge sowohl im nördlichen Saaler Bodden (6.925 ha) als auch im südlichen Saaler Bodden (syn. Ribnitzer See) (1.010 ha) bearbeitet wurde. Im nördlichen Teil wurden 47 - 59 Stationen zufallsmäßig (WEBER 1974) ausgewählt, während im Ribnitzer See 39 - 11 Stationen ebenso zufallsmäßig ausgewählt als repräsentative Proben ausgewertet wurden.

Die jeweils drei Bodengreiferproben wurden in den ersten Jahren (**1969-1977**) getrennt bearbeitet und dann gemeinsam ausgewertet, später erfolgte die Auswertung integrativ, d.h. die Proben wurden vor der Siebung gemischt.

Die Siebung wurde entgegen dem internationalen Standard (HOLMES & MCINTYRE 1976) nicht mit einem Sieb von 1 mm Maschenweite, sondern mit einem 0,5 mm Sieb vorgenommen. Diese Größenklassifizierung wurde gewählt, da nicht nur in diesem Untersuchungsgebiet eine Reihe wichtiger Arten und Jugendstadien von dem üblicherweise verwendeten 1 mm Sieb nicht quantitativ erfaßt werden. Auch liegt die untere Grenze von Beutetieren vieler benthophager Räuber (Fische) in der Größenordnung von 0,5 mm. Durch den Einsatz des 0,5 mm Siebes gibt es eine Überlappung mit dem Meiozoobenthos, wobei weniger die Biomassen als vielmehr die Abundanzen z.B. der kleineren Oligochaeten, Chironomiden-Larven und Ostracoden mit der Stechrohrtechnik der Meiobenthologen wesentlich genauer erfaßt werden.

Die artliche Zusammensetzung wurde mit Binokularen mit 20 bis 40 facher Vergrößerung untersucht. Die Biomasse der einzelnen Arten wurde in der Regel

als Feuchtmasse pro Quadratmeter bestimmt. Um die produktionsbiologisch wesentlich aussagekräftigeren Daten über die Trockenmasse bzw. aschefreie Trockenmasse zu erfassen, wurde besonders von 1972 bis 1977 ein umfangreiches Programm durchgeführt, wobei auf den Standardstationen 1 bis 19 die Vertreter aller wichtigen Tiergruppen nach Feuchtmasse, Trockenmasse und aschefreier Trockenmasse bestimmt wurden. Die dabei ermittelten Werte dienten zur Berechnung von Äquivalenzwerten, die dann auch eine Hochrechnung auf organischen Gehalt pro Quadratmeter bzw. pro Einzeltier der jeweiligen Art erlaubte.

Von allen Abundanz- und Biomassewerten wurden Mittelwerte berechnet und gleichzeitig die Standardabweichung bestimmt. Die jeweils in die Mittlung einbezogene Anzahl der Einzelproben sind in den Tabellen und Abbildungen ausgewiesen. Da häufig die Standardabweichung über den Mittelwerten lag, wurde auf eine distinktere biostatistische Analyse verzichtet.

Die bei der physiologisch-ökologischen Analyse der Arten verwendeten Methoden zur Erfassung der Resistenz- und Toleranzgrenzen gegenüber Temperatur, Salinität und Sauerstoffmangel sowie zur Ermittlung des Leistungspotentials (in der Regel als Sauerstoffverbrauch) sind den betreffenden Originalarbeiten (besonders VON OERTZEN 1982, NAUSCH 1982, JANSEN 1983) zu entnehmen.

Ergebnisse und Diskussion

Struktur des Makrozoobenthos in der Darß-Zingster Boddenkette im Zeitraum von 1969 bis 1990

Die wesentlichen Umweltfaktoren, die die Qualität des Makrozoobenthos bestimmen, sind in diesem meso- bis oligohalinen und poly- bis hypertrophen Lebensraum der Salzgehalt der Trophiegrad, die Substratqualität und - damit verbunden - die Tiefe und der Expositionsgrad.

So prägen am östlichen Eingang der Boddenkette bis zum Grabow marine-euryhaline Arten der sog. *Macoma balthica*-Gemeinschaft bzw. der *Manayunkia-Cyprideis*-Gemeinschaft das Faunenbild. Hier sind die kleinen Polychaeten *Fabricia sabella*, *Alkmaria romijni*, *Streblospio shrubsoli* und *Manayunkia aestuarina* mit einer Individuendominanz von 85% und mit einer bei ihrer Kleinheit beachtlichen Feuchtmassedominanz (excl. Mollusca) von 26% am Gesamtspektrum beteiligt. *Nereis (Hediste) diversicolor*, *Corophium volutator* und *Pygospio elegans* bilden über 55% der Gesamtfeuchtmasse (excl. Mollusca) und zusammen lediglich 5% der Individuendominanz. Noch viel geringere Abundanzen erreichen die Herz- und Sandklaffmuscheln (*Cerastoderma lamarcki* bzw. *Arenomya arenaria*), die aber an der Gesamtfeuchtmasse mit 76% beteiligt sind. Die Weichbodenassel *Cyathura carinata* weist mit 1,3% Individuendominanz und

8% Feuchtmassedomianz (excl. Mollusca) erstaunlich hohe Werte auf.

Schon in der **Mitte des Grabow** ändert sich neben der rapiden Abnahme der Individuenzahlen und der Gesamtfeuchtbio-masse die Faunenzusammensetzung erheblich. Im Vordergrund stehen die Wattschnecken (fast ausschließlich *Hydrobia ventrosa*) mit 69% der Individuendominanz und 45% Feuchtmassedomianz. Die Chironomiden-Larven, die am Eingang der Boddenkette noch kaum präsent waren, sind schon mit 30% an der Feuchtmasse excl. *Mollusca* beteiligt.

Die Faunenzusammensetzung in den tieferen Teilen des Barther Boddens (tiefer als 2 m) wird von den *Chironomiden-Larven* geprägt, die zwar wie alle anderen Taxa nur relativ geringe Abundanzen erreichen, mit 51% Individuendominanz und nahezu 60% Feuchtmassedomianz aber eindeutig im Vordergrund stehen.

Die **flacheren Teile des Barther Boddens** (flacher als 2 m) können abhängig vom jeweilig vorherrschenden Salzgehalt höhere Abundanzen und Feuchtbio-massen von *Nereis diversicolor* und *Hydrobia ventrosa* sowie seit 1990 auch von *Marenzelleria viridis* aufweisen, wobei die Gesamtfeuchtbio-massewerte deutlich über denen in den tieferen Teilen liegen. Die im jährlichen Zyklus in Form von ca. 4 Aufnahmen pro Jahr durchgeführten Routineuntersuchungen von 1977 bis 1984 und die Ergebnisse von Netzaufnahmen in den Jahren 1977 und 1978 ergaben für diesen Bereich Makrozoobenthos-Feuchtmassen von an-nähernd 30 g pro Quadratmeter.

Im **Bodstedter Bodden** sind bei außerordentlich niedrigen Gesamtwerten die *Chironomiden-Larven* mit einer Individuendominanz von 67% und einer Feuchtmassedomianz von 90% eindeutig beherrschend.

Der **Saaler Bodden** wurde im Routinemeßprogramm von 1969 bis 1977 pro Jahr 3 bis 4 mal auf einer Station in der Mitte des nördlichen Teils und auf einer Station auf dem Übergang vom nördlichen Teil zum Ribnitzer See (Nähe Dierhagen) bearbeitet. Seit 1986 lief ein umfangreiches Makrozoobenthos-Programm in Form von Untersuchungen auf einem Stationsnetz mit 500 m Kantenlänge zwei- bis dreimal pro Jahr bis 1990. Wenn auch die im Routinemeßprogramm bearbeitete südliche Station (damalige Station 19) in einer relativ unproduktiven Zone zwischen der ausgedehnten Mulde des Nordteils und dem hypertrophen Ribnitzer See lag, lassen die langjährigen Daten ein allgemeines Bild von der Makrozoobenthos-Besiedlung erkennen, das diesen hypertrophen oligohalinen Lebensraum eindeutig kennzeichnet.

In der Feuchtmassedomianz standen die *Chironomiden-Larven* bis 1990 allein an der Spitze. Die *Oligochaeten* können lediglich in der Individuendominanz teilweise mithalten. Die an der Grenze zur Meiofauna einzuordnenden *Ostracoden* (vornehmlich *Cyprideis torosa*) sind stets präsent, können aber nur gelegentlich individuenzahlmäßig zum Gesamtbild beitragen (Abb.1).

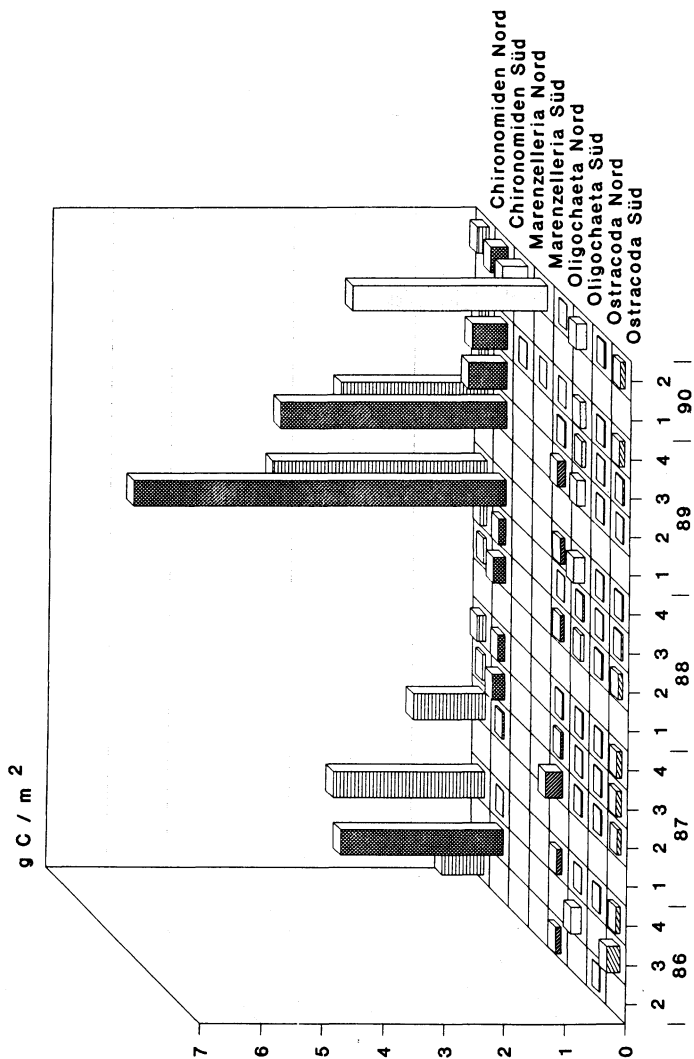


Abb. 1 Durchschnittliche Biomassen (g org. C m⁻²) der produktionsbestimmenden Makrozoobenthos-Taxa im Saaler Bodden (1986-1990)

Ende der 80er Jahre wurden neben den schon von ARNDT (1987) artlich differenzierten Taxa die Gruppen der *Ostracoda* (KÖHLER 1989), *Oligochaeta* (BÖNSCH 1988) und *Chironomiden* (BURCKHARDT 1989 in einem unpublizierten Forschungsbericht) genauer untersucht.

Während KÖHLER (1990) die hohe Dominanz von *Cyprideis torosa* nachwies, konnte BÖNSCH (1988) aus dem Probenmaterial aus dem Saaler Bodden (1986/87) 7 *Tubificiden*- und 4 *Naididen*-Arten bestimmen, von denen die 7 *limnisch-euryhalinen* Arten gegenüber 4 Brackwasserarten den limnisch geprägten Charakter des Saaler Boddens nachwiesen. Die *Tubificiden* dominierten unter den erfaßten Arten. *Potamothenix bavaricus* und *Potamothenix hammoniensis* waren die häufigsten Arten. Weniger häufig traten *Potamothenix moldaviensis* und *Limnodrilus hoffmeisteri* auf. Die *Tubificiden* wiesen in Abhängigkeit von der Tiefe und - nicht immer damit gekoppelt - von der Substratqualität unterschiedliche Verbreitungsschwerpunkte auf. Auf Schlick tiefer als 2 m dominierten *Potamothenix bavaricus* und *Potamothenix hammoniensis* eindeutig, während *Potamothenix moldaviensis* Sandböden bevorzugte und oberhalb 2 m Tiefe der häufigste *Tubificide* war.

Die taxonomische und ökologische Bearbeitung der *Chironomiden*-Larven durch BURCKHARDT (1989 unveröff.) ergab für den April 1986 im Nordteil des Saaler Boddens (59 Stationen wurden untersucht) eine Individuendominanz von 44% für den *Chironomus plumosus* Typ (davon wahrscheinlich etwa 1/5 der artlich nur sehr schwer unterscheidbare *Chironomus balatonicus*) und 37% für den *Chironomus semireductus* Typ. *Procladius* spp. (7,6%) und *Glyptotendipes* spp. (10,7%) erreichten in der Individuendominanz noch erwähnenswerte Anteile, während *Cryptochironomus*, *Parachironomus*, *Microchironomus* und *Polypedilum* mit insgesamt 1% sehr selten waren. Ein ähnliches Bild ergab sich bei der Feuchtmassendominanz. Hier wurden die Vertreter des *Ch.plumosus* Typs mit 48% dicht gefolgt von denen des *Ch.semireductus* Typs. Alle übrigen Taxa erreichten zusammen lediglich 4,7%.

Ein etwas anderes Bild ergab sich bei der Bearbeitung von 37 Stationen im südlichen Teil des Saaler Boddens (Ribnitzer See) im Juli 1986. Hier dominierten die Larven des *Ch.semireductus* Typs mit 38,6% Individuendominanz und 63,2% Feuchtmassendominanz deutlich vor den Larven des *Ch.plumosus*/*Ch.balatonicus* Typs mit 20,3 bzw. 26,4%. *Procladius* (7,3% bzw. 2,0%), *Glyptotendipes* (8,85% bzw. 6,8%) und *Cladotanytarsus* (23,1% bzw. 0,5%) lagen in ihren Dominanzwerten weit vor den übrigen *Chironomiden*-Larven (*Cryptochironomus*, *Psectrocladius*, *Dicoretendipes*, *Endochironomus*, *Parachironomus*, *Polypedilum*, *Fleuria lacustris*).

Seit 1990 wird die Makrozoobenthos-Besiedlung durch die für das gesamte Ostseegebiet neue Art *Marenzelleria viridis* wesentlich verändert (BICK & BURCKHARDT 1991). Diese aus Kanada eingewanderte *Spionide* (*Polychaeta*) erreichte im April 1990 im Ribnitzer See mit Feuchtmassen von 82 g pro Quadratmeter Werte, die sonst ausschließlich von *Chironomiden*-Larven bekannt waren. Wie prägend diese "newcomer" für die gesamte Darß-Zingster Bodden-

kette geworden sind, geht aus der Tab.3 hervor, die auch belegt, daß 1992 *Marenzelleria viridis* vor Born und im Barther Bodden (Fähranleger Zingster Strom) zu maximalen Abundanzen und Biomassen gekommen ist (BICK mündl. Mitt.).

Wie im folgenden Abschnitt "Produktionsbiologische Aspekte" noch ausführlich diskutiert werden wird, unterscheidet sich der mit 6925 ha erheblich größere nördliche Teil des Saaler Boddens durch teilweise auftretende, geringer besiedelte Sand- bzw. Schlicksandgebiete deutlich von dem mit 1010 ha wesentlich kleineren Ribnitzer See, der vorwiegend durch Schlick-Schlamm-Sedimente gekennzeichnet ist. Die sehr viel höheren Produktionszahlen besonders bei *Chironomiden-Larven* und 1990 auch bei *Marenzelleria* sowie die deutlich limnisch geprägte Faunenzusammensetzung (lokal u.a. kleine Süßwassermuscheln der Gattungen *Pisidium* und *Sphaerium*, die Süßwasserschneckengattung *Valvata* und die sehr großen, das Feuchtmassebild verzerrenden Flußmuscheln der Gattung *Anodonta*) lassen diesen hypertrophen südlichen Zipfel der Boddenkette als Sonderbereich erscheinen.

Produktionsbiologische Aspekte

In der Übersicht (Tab.1) ist die Sekundärproduktion in den einzelnen Bodden teilen in Form einer Grobschätzung auf der Basis von P/B-Werten und Generationsdauern der beteiligten Einzelarten dargestellt. Sehr deutlich heben sich die hohen Werte am östlichen Eingang der Boddenkette von denen der übrigen Boddenteile ab. Über den Grabow bis zum Barther Bodden und von dort mit extremem Abfall bis zum Bodstedter Bodden ist die Abnahme der Makrozoobenthos-Produktion deutlich. Der Bodstedter Bodden nimmt dabei insofern eine Sonderstellung ein, als seine ausgedehnten Tiefenbereiche 1 - 2 m unter dem Niveau der übrigen Bodden liegen. Diese Besonderheit kann für feineres Sediment, geringere windbedingte Durchlüftung und damit geringere Sauerstoffversorgung der bodennahen Schichten verantwortlich sein, so daß innerhalb dieses Boddenteils die Verhältnisse zumindest in den tieferen Bereichen für die Bodentiere (Makro-und Meiozoobenthos) schwer erträglich werden.

Tabelle 1 Sekundärproduktion (grob geschätzt) des Makrozoobenthos in den Zeiträumen 1969-1977 und 1986-1990 in g org. C m⁻²a⁻¹

	1969-1977	1987	1988	1986-1990
Ausgang Darß-Zingster Boddenkette (Ost)	5,87			
Grabow (tief)	1,71			
Barther Bodden (tief)	1,28		2,3	
Barther Bodden (flach) 1,5 m	2,43	0,7	2,38	
Bodstedter Bodden (tief) 1,5 m	0,09			
Saaler Bodden (Nord)	1,6			2,12
Saaler Bodden (Grenze Nord/Süd)	0,74			
Saaler Bodden (Süd = Ribnitzer See)				4,21

Der Saaler Bodden, mit seinen 7.935 ha das ausgedehnteste Areal der Boddenkette, kann am ehesten mit den Produktionszahlen an der Eingangspforte der Boddenkette mithalten. Hier treten Sekundärproduktionswerte auf besonders im hypertrophen südlichen Teil (= Ribnitzer See, 1010 ha) und in den Regionen des nördlichen Saaler Boddens, die unterhalb der 2 m Linie liegen, die phasenweise Produktionswerte der Eingangsregion erreichen können (Abb.3).

Für die Diskrepanz zwischen der ökologischen Kapazität der Boddenkette und der realisierten Besiedlung sprechen nicht nur die im folgenden Abschnitt "Zur Variabilität und Konstanz des Besiedlungsmusters" ausgewiesenen enormen annualen und saisonalen Schwankungen der produktionsbestimmenden *Chironomiden-Larven* im Saaler Bodden. Sie wird auch belegt durch die Einwanderungsgeschichte des 1985 erstmalig in einer kleinen flachen Bucht des Barther Boddens mit zunächst extrem niedrigen Abundanzen nachgewiesenen *Polychaeten Marenzelleria viridis*, der zur Familie der *Spioniden* gehört (BICK & BURCKHARDT 1991). Diese euryhaline Art hat ihr natürliches Verbreitungsgebiet an der Atlantik- und Pazifikküste Kanadas. Sie wurde vermutlich 1983 mit Ballastwasser in die Nordsee eingeschleppt und hat seitdem weite Teile des Nord- und Ostseeraums erobert (ESSINGK 1988, BICK & BURCKHARDT 1991). Neben der Darß-Zingster Boddenkette sind die äußeren Küstengewässer der Deutschen Beltsee, der Greifswalder Bodden und die polnischen und finnischen Küstengewässer als Fundorte ausgewiesen. Die im Vergleich zur Gesamtsekundärproduktion des Makrozoobenthos extrem hohen Werte aus dem Saaler Bodden vom April 1990 (Tab. 2) und die mit vielen Probenahmen belegten Biomasse- und Sekundärproduktionsdaten aus dem Jahre 1992 (BICK mündl. Mitt., s. Tab. 3) in der gesamten Boddenkette kennzeichnen eindrucksvoll, wie in einem solchen hypertrophen Boddengewässer ein "newcomer" Fuß fassen kann, ohne anscheinend andere Taxa in ihrer Populationsdynamik entscheidend zu beeinflussen.

Betrachten wir die Besiedlung der gesamten Boddenkette, so fällt auf, daß das Makrozoobenthos ernährungsökologisch gesehen im Osten vorwiegend durch Suspensions- bzw. Präsedimentfresser gekennzeichnet ist (Suspensionsfresser: *Cerastoderma*, *Arenomya*, *Fabricia*, *Manayunkia*. Selektive Präsedimentfresser: *Alkmaria*, *Streblospio*, *Hydrobiidae*. Polyphag: *Nereis*), während in den westlichen Boddenteilen (schon in tieferen Teilen des Barther Boddens) die selektiven und nichtselektiven Sedimentfresser eindeutig im Vordergrund stehen. Dabei ist die Populationsentwicklung natürlich stark von den jeweiligen Sedimentations- und Resuspendierungsraten sowie von den saisonalen Qualitätsveränderungen abhängig. Bei dem herbstlichen Zusammenbruch der Potamogeton-Wiesen im Saaler Bodden können so z.B. Massenentwicklung von *tubificiden Oligochaeten* beobachtet werden, die in diesem für sie idealen Nahrungsbrei extreme Populationswachstumsraten erreichen.

Tabelle 2 Sekundärproduktion von *Marengelleria viridis* (1990, 1992)
in g org. C m⁻²a⁻¹

	April 1990	1992
Saaler Bodden Nord	2,17	
Saaler Bodden	9,11	
Körkwitz (Saaler Bodden Grenze N/S)		3,03
Dierhagen (südlicher Saaler Bodden N)		1,47
Born (Saaler Bodden Nord bzw. Bodst. B. W.)		21,65
Barther Bodden (Fähranleger)		13,63
Zingster Strom		9,94
Grabow (flach)		5,42

Tabelle 3 Abundanzen (Ind. m⁻²) und Feuchtmasse (g m⁻²) von *Marengelleria viridis* an Stationen der Darß-Zingster Boddenkette im Jahre 1992 auf der Basis von Stechrohrproben (Eindringtiefe 30 cm) (BICK, mdl. Mitt.)

	Ind. m ⁻²	g FM m ⁻²
Saaler Bodden		
• Körkwitz	635	82,9
• Dierhagen	401	40,1
• Born	4551	591,6
Barther Bodden		
• Fähranleger	4138	372,4
• Zingster Strom	2469	271,6
Grabow		
• Dabitz	1236	148,0

An zwei Beispielen soll versucht werden, die **produktionsbiologische Einordnung des Makrozoobenthos** vorzunehmen. Augenfällig wird dabei, daß in diesem Flachgewässer eine Trennung zwischen Pelagial und Benthos als zwei in marinen Bereichen und tiefen Seen so deutlich zu trennende Kompartimente praktisch unmöglich ist. Wir wählen unsere Beispiele aus dem Barther Bodden aus, da aus diesem Biotop die notwendigen quantitativen Daten aus allen Produktionsebenen vorliegen.

Die bisher noch nicht erwähnte etwa 15 mm lange Schwebegarnale *Neomysis integer*, die durch ihr gutes Schwimmvermögen, die hypopelagische bzw. hyperbenthische Lebensweise und ausgeprägtes Schwarmverhalten weder mit Bodengreifer noch mit Stechrohr quantitativ zu erfassen ist, ist in allen inneren und äußeren Küstengewässern von Mecklenburg-Vorpommern präsent. Im Barther Bodden erreicht die im wesentlichen bivoltine Art vom Mai bis zum Dezember Abundanzen von 100 bis 160 Individuen pro Quadratmeter. Die Abundanzen und Biomassen waren die Grundlage für die Ermittlung der Produktion

(JANSEN 1983), die bei *Neomysis* im Jahre 1979 ca. 2,64% und 1980 ca. 4,28% der Zooplanktonproduktion bzw. 1979 1,4% und 1980 2,28% der Makrozoobenthosproduktion betrug. Magenanalysen des Jahrgangs 1980 ergaben im Mittel 53% Detritus, 37% tierische Nahrung, 6% Phytoplankton und 4% Sandkörner. Durch Feld- und Laborbeobachtungen konnte die Bevorzugung von tierischer Nahrung nachgewiesen werden. Nach Bestimmung der Filtrationsleistung und der Assimilationseffektivität (JANSEN & HEERKLOSS 1991) wurde versucht, *Neomysis* in das Nahrungsgefüge des Barther Boddens einzuordnen. Bei grober Schätzung dürfte *Neomysis* als planktivorer Räuber auf der einen Seite (Abb. 2) und als Nährtier für Fische zumindest zeitweise eine Schlüsselposition im Nahrungsgefüge des Barther Boddens einnehmen (H. ARNDT 1985). Die aus langjährigen Produktionsdaten errechneten Werte der einzelnen Kompartimente (Tab. 4) demonstrieren anschaulich, welchen Stellenwert dieser Krebs haben kann.

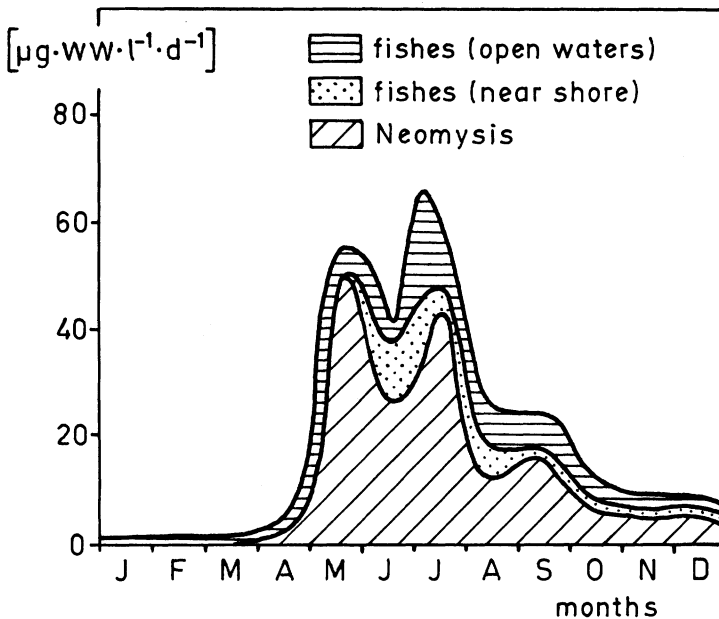


Abb. 2 Der Jahresverlauf der Ration planktivorer Konsumenten im Barther Bodden (aus H. ARNDT, 1985)

Tabelle 4 Produktionsdaten (SCHNESE et al. 1980 unveröff.) der Darß-Zingster Boddenkette im Vergleich zur Produktion von *Neomysis integer* (aus JANSEN 1983) auf der Basis von Trockenmasse (TM)-Daten

Produktionsart	Produktion	
	g TM m ⁻² a ⁻¹	kg TM ha ⁻¹
Primärproduktion Zooplanktonproduktion Makrozoobenthosproduktion Fischproduktion (nur jährliche Fangerträge!)	269 5 9,4 0,54	5,4
<i>Neomysis integer</i> - Produktion • 1979 • 1980	0,132 0,214	1,3 2,1

Aus jüngster Zeit liegen weitere Erkenntnisse über die produktionsbiologischen Abläufe im Barther Bodden vor. Neben planktologischen und benthosökologischen Daten wurden besonders die Fischpopulationen des Barther Boddens in ihrer Populationsdynamik und ihrer ernährungsbiologischen Stellung berücksichtigt. So konnte THIEL (1991) auch unter Verwendung der von DEBUS (1987) erstmalig für dieses Untersuchungsgebiet errechneten Tagesrationen der Futteraufnahme von Fischen die Struktur und Dynamik der Jung- und Kleinfischgemeinschaften des Barther Boddens bearbeiten. Die komplexe Darstellung der Nahrungsökologie der Jung- und Kleinfische erlaubte Aussagen zum quantitativen Einfluß der Jung- und Kleinfische auf das Zooplankton und Zoobenthos. Es konnten zwei strukturell unterschiedliche Jung- und Kleinfischgemeinschaften unterschieden werden, von denen die Flachwassergruppe (flacher als 1,5m) Jungfische von *Perca fluviatilis*, *Rutilus rutilus*, *Gasterosteus aculeatus* und *Pungitius pungitius* enthält, die im Frühjahr und Herbst durch *Pomatoschistus microps* ergänzt werden. Ab 1,5 m Tiefe dominieren *Clupea harengus* und *Osmerus eperlanus*. Mit ca. 40 kg Frischmasse pro Hektar liegt die Jahresproduktion der Jungfische deutlich höher als bisher angenommen.

Der Stofffluß vom Zooplankton und Zoobenthos zu den Jung- und Kleinfischen erfolgt im Barther Bodden zu etwa 30% über Larven und Puppen der Chironomiden. Daneben sind calanoide Copepoda (*Eurytemora affinis*, *Acartia tonsa*), *Neomysis integer* und die benthischen *Nereis diversicolor* und *Marenzelleria viridis* von Bedeutung. Jährlich werden - hauptsächlich zwischen Mai und September - von Jung- und Kleinfischen etwa 55 g Feuchtmasse pro Quadratmeter konsumiert.

THIEL (1991) kommt zu einer Hochrechnung der Nahrungsbeziehungen zwischen Jung- und Kleinfischen, Zooplankton und Zoobenthos, die eine Konsumtion der Fische von 30% der jährlichen Zooplanktonproduktion (incl. *Neomysis*) ausweist. Den Jung- und Kleinfischen kommt dabei indirekt ein großer Teil des

von *Neomysis* konsumierten Zooplanktons zugute, da die Fische 97% der Jahresproduktion der Schwebegarnale fressen. THIEL (1991) kommt darüber hinaus zu dem Ergebnis, daß der prädative Einfluß der Jung- und Kleinfische auf das Zoobenthos im Barther Bodden im Vergleich zur Beeinflussung des Zooplanktons geringer ist, was sich u.a. darin äußert, daß von keiner Gruppe der gefressenen zoobenthischen Nahrungsorganismen mehr als 100% ihrer Jahresproduktion konsumiert werden.

MEHNER (1992) führte ökologische Untersuchungen an Fischen der Altersgruppe 0+ im mehr oder weniger limnischen Barther Strom durch, wobei Wachstum der Fische, Nahrungszusammensetzung und Konsumtionsraten der Altersgruppe 0+ detailliert bestimmt wurden. Das Wachstum aller Fischarten wird von ihm als außerordentlich hoch eingeschätzt. Eine Nahrungslimitierung des Wachstums von Hering und Barsch während der frühen Lebensphasen erscheint dem Autor im Untersuchungsgebiet daher als unwahrscheinlich. Während bei den jüngsten Fischlarven *Eurytemora affinis* als Nauplien und Copepodite die Nahrungsqualität bestimmen, tritt bei zunehmenden Totallängen (Barsch > 25 mm, Hering > 35 mm) die Schwebegarnale *Neomysis* zunehmend in den Vordergrund. Tägliche Rationen von ca. 35% der eigenen Feuchtmasse werden im Durchschnitt während der Untersuchungsperiode sowohl beim Hering als auch beim Barsch nachgewiesen.

MEHNER (1992) nimmt besonders zu der Räuber-Beute-Beziehung von Fischen der Altersgruppe 0+ und *Eurytemora affinis* Stellung. Nach seinen Berechnungen schwankt der Anteil der Konsumtion der Fische an der Produktion von *Eurytemora* zwischen 2 und 70%. Eine Kontrolle der Populationsentwicklung von *Eurytemora* durch den Fischnachwuchs ist vor allem ab Mitte Juni denkbar. Ein bisher vermuteter Einfluß des Fraßdrucks der Fische auf den Zusammenbruch der *Eurytemora*-Population, die alljährlich Ende Mai/Anfang Juni eintritt, glaubt der Autor für das Untersuchungsjahr 1991 eindeutig widerlegen zu können.

Bei künftig zu entwickelnden Steuerungsstrategien (top-down Modelle, Bio-manipulation) in Richtung auf eine Gewässersanierung sollte die Altersgruppe 0+ der Jung- und Kleinfische einbezogen werden, da diese Gruppe im Frühjahr als Hauptkonsumenten für die größeren Zooplankter fungieren.

Zur Variabilität und Konstanz des Besiedlungsmusters

Das Besiedlungsmuster des Makrozoobenthos in der Darß-Zingster Boddenkette weist enorme temporale und spatiale Schwankungen auf, die den Autor schon zu der Aussage verleitet haben, daß die Variabilität in Zeit und Raum die einzige Konstante in diesem Brackwasserlebensraum darstellt. Trotz der extremen Abundanz-, Biomasse- und Produktionsunterschiede erlauben die langjährigen Beobachtungen den Schluß, daß bei genauer Kenntnis der hydrografischen und klimatischen Daten aus den einzelnen Jahren das System als "voraussagbar

(predictable)" eingestuft werden kann, was den bisherigen Vorstellungen über ästuarine Lebensräume (unpredictable) widerspricht.

Im einzelnen möchte ich folgende Untersuchungsergebnisse vorstellen, die diese "Voraussagbarkeit" - natürlich in gewissen Grenzen - zu belegen scheinen:

- (1) Seit den 70er Jahren durchgeführte tägliche Salzgehaltsbestimmungen im Zingster Strom (SCHLUNGBAUM & BAUDLER 1994) haben u.a. gezeigt, daß wir in der Boddenkette in Abhängigkeit von Großwetterlagen mit trockenen Sommern, wie sie z.B. 1992 ausgeprägt waren, zu rechnen haben, die den Salzgehalt in allen Boddenteilen ansteigen lassen. Andererseits gibt es ausgesprochen feuchte Sommer, in denen die oligohalinen Bereiche bis zum Barther Bodden reichen können. Auch längerfristige, über mehrere Jahre laufende Perioden mit geringeren und solchen mit höheren Salzgehalten können das Bild prägen. Wie wir im Abschnitt "Zur Ökophysiologie ausgewählter Arten des Makrozoobenthos" näher erklären werden (s. auch ARNDT 1988, 1989), werden durch diese verschiedenen abiotischen Regimes alle die Tierarten beeinflusst, die im Bereich der Boddenkette ihre generativen und vegetativen Verbreitungsgrenzen haben.

Die Abundanzschwankungen der *Hydrobia ventrosa* - Bestände im Barther Bodden und auch die Populationsdynamik von *Nereis (Hediste) diversicolor* können dadurch relativ einfach erklärt werden (ARNDT 1988). Bei dem Meeresringelwurm *Nereis diversicolor* konnten wir darüber hinaus nachweisen, daß die Toleranzgrenze für niedrige Salinitäten stark von der Temperatur abhängt. So stirbt die gesamte Population im Barther Bodden aus, wenn bei niedrigen Salinitäten die Temperatur unter 0,5° C sinkt.

Bilanziert man die Entwicklung des Makrozoobenthos im Saaler Bodden seit 1986 auf der Basis der Netzprogramme, kommt man zu folgendem Ergebnis (s. Tab. 5).

Die mit Abstand wichtigste Tiergruppe stellen die *Chironomiden* dar. Aus den Tabellen 5 und 6 ist darüber hinaus abzulesen, daß die Abundanzen und Biomassen von Jahr zu Jahr außerordentlich stark wechseln und dabei ein typischer Jahresgang in der Populationsentwicklung nachzuweisen ist. Wenn wir von dem havariebedingten Minimum Ribnitzer See im November/Dezember 1986 absehen, wo nahezu die gesamte Makrofauna mit Ausnahme der *Ostracoden* vernichtet worden war, müssen wir davon ausgehen, daß die *Chironomiden*-Population im Jahre 1986 mit guten Startbedingungen im Frühjahr und guten Reproduktionsbedingungen im Sommer im Spätherbst hohe Werte erreichte, die im Mai 1987 nach der natürlichen winterlichen Zehrung noch relativ hoch lagen. Der Sommer 1987 war für die *Chironomiden*-Entwicklung so negativ, daß die Oktober-Werte 1987 und die April-Werte 1988 extrem niedrig lagen. Das ist besonders im weitflächigen Nordteil ausgeprägt, widerspiegelt sich in etwa auch im südlichen Teil, wo dieser Trend allerdings von der langsamen Erholungsphase nach der 1986er Havarie überlagert wird.

Tabelle 5 Makrozoobenthos - Netzprogramme 1986 bis 1990 mit der Erfassung der Präsenzen (Präs.), der Individuenabundanz (Ind./m²) und Feuchtmassen (g FM/ m²) incl. Standardabweichungen (SD).

April 1986 Aufnahme	N n=59 Präs.	O Ind./m ²	R SD	D gFM/m ²	- SD	S n=39 Präs.	U Ind./m ²	E SD	D gFM/m ²	Juli 1986 SD
Chiron.-Larv.	78%	1050		13,94		100%	5977		76,68	
Chiron.-Pup.										
Tanyp.-Larv.										
Tanyp.-Pup.										
Chiron.-Imag.										
Chiron.-Ges.		1050		13,94			5977		76,68	
Oligochaeta	95%	1030		2,17		100%	3449		4,30	
Ostracoda	13%	337		0,07		92%	11566		2,28	
Prostomat.	10%	4		0,05			0		0	
Potamopyrg.	10%	10		0			0		0	
Valvata		0		0		3%	<1			
Theodoxus	5%	<1								
Anodonta		0		0		3%	?		?	
Neomysis	9%	2		0			0		0	
Cyathura	9%	3		0,02			0		0	
Sphaerom	2%	<1		<0,01			0		0	
Gammarus	2%	<1		<0,01			<1		0	
Insecta-Larv.		0		0		3%	<1		0	
Total		2436		16,25			20992		83,26	
Nov./Dez. 1986 Aufnahme	N n=47 Präs.	O Ind./m ²	R SD	D gFM/m ²	- SD	S n=36 Präs.	U Ind./m ²	E SD	D gFM/m	- SD
Chiron.-Larv.	87%	3461		49,66		64%	51		0,19	
Chiron.-Pup.										
Tanyp.-Larv.										
Tanyp.-Pup.										
Chiron.-Imag.										
Chiron.-Ges.		3461		49,66			51		0,19	
Oligochaeta	100%	11,24		2,01		58%	51		0,17	
Ostracoda	77%	956		0,22		94%	3441		0,76	
Prostomat.	26%	9		0,03			0		0	
Potamopyrg.	9%	5		0,02			0		0	
Valvata		0		0		6%	1		0,07	
Theodoxus		0		0			0		0	
Anodonta		0		0		8%	1		8,22	
Neomysis	36%	11		0,1			0		0	
Cyathura	2%	2		0,01			0		0	
Sphaeroma	2%	1		<0,01			0		0	
Total		5570		52,05			3545		9,47	
Total excl. Moll.		5565		52,03			3543		1,18	
Mai 1987 Aufnahme	N n=57 Präs.	O Ind./m ²	R SD	D gFM/m ²	- TEIL SD	S n=48 Präs.	U Ind./m ²	E SD	D gFM/m ²	- SD
Chiron.-Larv.	86%	1771	3079	21,86	47,00	71%	116	243	0,18	0,42
Chiron.-Pup.	51%	53	92	0,85	1,40	3%	1			<0,0
Tanyp.-Larv.	74%	184	274	0,65	0,90	90%	404	419	0,86	1
Tanyp.-Pup.	26%	10	26			3%	1		<0,01	0,75
Chiron.-Imag.	30%	8	15	<0,01		29%	9	19	<0,01	
Chiron.-Ges.		2026		23,37			531		1,04	
Oligochaeta	95%	1829	3791	5,53	14,00	74%	185	278	0,45	
Ostracoda	86%	946	1720	0,19	0,37	100%	2943	3421	0,70	0,77
Prostomat.	28%	24	54	<0,01			0		0	0,92
Potamopyrg.	9%	5	21	<0,01			0		0	
Valvata	4%	1		<0,01		16%	6	16	0,15	
Anodonta		0		0		19%	4	10	84,37	0,47
Manayunkia	2%	16	117	<0,01			0		0	217,0
Neomysis	2%	1		<0,01			0		0	
Cyathura	4%	3	27				0		0	
Gammarus	4%	1					0		0	
Total		4852		29,09			3369		86,71	
Total excl. Moll.		4846		29,09			3359		2,19	

Fortsetzung Tabelle 5

Juli 1987 Aufnahme	N n = 55 Präs.	O Ind./m ²	R SD	D gFM/m ²	- TEIL SD	S n = 48 Präs.	U Ind./m ²	E SD	D gFM/m ²	- SD
Chiron.-Larv.	78%	406	300	1,10	4,00	97%	546	680	5,21	9,54
Chiron.-Pup.	7%	2	8	<0,01		29%	21	41	0,24	0,52
Tanyp.-Larv.	64%	87	173	0,17	0,44	97%	216	240	0,59	0,62
Tanyp.-Pup.	7%	2	10	<0,01		6%	2		<0,01	
Chiron.-Imag.	7%	1	5	<0,01		15%	3		<0,01	
Chiron.-Ges.		498		1,27			788		6,04	
Oligochaeta	71%	353	737	0,67		65%	152	368	0,33	0,97
Ostracoda	86%	946	1720	0,21	0,41	91%	2578	3827	0,54	0,70
Prostomat.	15%	12	39	<0,01			0		0	
Potamopyrg.	4%	1		<0,01			0		0	
Anodonta		0		0		12%	3		40,54	117,0
Marenzell.-Larv.	2%	1		<0,01			0		0	
Neomysis	16%	3	7	<0,01			0		0	
Total		1814		2,15			3521		47,45	
Total excl. Moll.		1814		2,15			3518		6,91	
Oktober 1987 Aufnahme	N n = 55 Präs.	O Ind./m ²	R SD	D gFM/m ²	- TEIL SD	S n = 48 Präs.	U Ind./m ²	E SD	D gFM/m ²	- SD
Chiron.-Larv.	87%	495	984	2,50	5,80	71%	215	409	2,62	5,03
Chiron.-Pup.		0		0			0		0	
Tanyp.-Larv.	73%	194	326	0,50	1,04	94%	357	327	0,80	0,86
Tanyp.-Pup.		0		0			0		0	
Chiron.-Ges.		689		3,00			572		3,42	
Oligochaeta	86%	347	445	0,51	0,71	65%	229	675	0,55	1,60
Ostracoda	89%	873	1515	0,18	0,32	98%	4086	4543	0,91	0,93
Prostomat.	13%	4	14	<0,01		2%	1x		<0,01	
Potamopyrg	6%	3	14	<0,01		4%	2x			
Valvata		0		0		4%	2x			
Anodonta		0		0		12%	4	10	43,68	103,4
Pisidium		0		0		2%	1x			3
Neomysis	35%	16	31	<0,01		12%	4	10	<0,01	
Cyathura	2%	1x					0		0	
Total		1932		3,69			4895		48,56	
Total excl. Moll.		1932		3,69			4891		5,12	
April 1988 Aufnahme	N n = 55 Präs.	O Ind./m ²	R SD	D gFM/m ²	- TEIL SD	S n = 34 Präs.	U Ind./m ²	E SD	D gFM/m ²	- SD
Chiron.-Larv.	69%	226	832	0,84	1,79	77%	205	324	4,42	7,14
Chiron.-Pup.	2%	1				21%	14	37	0,31	0,84
Tanyp.-Larv.	64%	100	117	0,25	0,28	94%	468	492	1,11	1,17
Tanyp.-Pup.		0		0		2%	1			
Chiron.-Imag.		0		0		6%	1			
Chiron.-Ges.		327		1,09			689		5,84	
Oligochaeta	96%	790	1065	1,44	1,84	74%	550	1528	1,41	2,47
Ostracoda	93%	1033	1661	0,26	0,47	100%	3143	4646	0,77	1,08
Prostomat.	5%	1	5				0		0	
Potamopyrg.	18%	5	12	0,02	0,05		0		0	
Valvata		0		0		2%	1x			
Anodonta	2%	1x				27%	5	10	74,27	221,5
Dreissena		0		0		2%	1x			4
Pisidium		0		0		2%	1x			
Marenzelleria	38%	21	41	0,04	0,09	18%	6	13	0,01	
Sphaeroma	2%	1x					0		0	0,04
Total		2177		2,85			4393		82,30	
Total excl. Moll.		2172		2,83			4388		8,03	

Fortsetzung Tabelle 5

Juli 1988 Aufnahme	N n = 53 Präs.	O Ind./m ²	R SD	D gFM/m ²	- SD	S n = 38 Präs.	U Ind./m ²	E SD	D gFM/m ²	- SD
Chiron.-Larv.	77%	468	1017	0,93	1,77	95%	641	683	2,87	3,95
Chiron.-Pup.	17%	6	17	0,06	0,17	29%	9	18	0,12	0,23
Tanyp.-Larv.	51%	48	89	0,12	0,29	90%	175	232	0,42	0,48
Tanyp.-Pup.	13%	6	16	0,00	0,00	29%	15	34	0,01	0,03
Chiron.-Imag.	4%	6	41	0,00	0,00	8%	3	12	0,01	0,02
Chiron.-Ges.		534		1,11			843		3,41	
Oligochaeta	62%	220	429	0,17	0,29	79%	730	196	0,65	1,62
Ostracoda	85%	884	185	0,14	0,26	92%	1679	2559	0,34	0,55
Prostomat.	23%	19	44	0	0	3%	<1	<1		
Potamopyrg.	8%	4	19	0	0	0				
Valvata	0					5%	1	4	0,02	0,08
Pisidium	0					3%	<1			
Anodonta	0					11%	2	7	19,98	61,52
Marenzell.	2%	<1		0		0				
Hirudinea	2%	<1		0		3%	<1		0	
Hydracarina	0					8%	2	7	0	
Neomysis	19%	3	8	0,06	0,08	0				
Cyathura	2%	3	18	0,05	0,03	0				
Total		1667		1,53			3257		24,40	
Nov. 1988 Aufnahme	N n = 57 Präs.	O Ind./m ²	R SD	D gFM/m ²	- TEIL SD	S n = 11 Präs.	U Ind./m ²	E SD	D gFM/m ²	- SD
Chiron.-Larv.	91%	8026	7890	70,59	85,50	100%	15438	6109	175,62	73,00
Chiron.-Pup.	2%	1		0		0	0		0	
Tanyp.-Larv.	67%	105	138	0,34	0,5	100%	86	99	0,37	0,4
Tanyp.-Pup.	0	0		0		0	0		0	
Chiron.-Imag.	0	0		0		0	0		0	
Chiron.-Ges.		8131		70,93			15524		175,99	
Oligochaeta	90%	520	773	1,68	3,10	100%	1324	1718	4,73	5,94
Ostracoda	77%	634	899	0,14	0,19	91%	1029	791	0,24	0,20
Prostomat.	14%	15	47	0,10		0	0		0	
Potamopyrg.	16%	22	83	0,05	0,18	0	0		0	
Anodonta		0		0		9%	1,5	5,1	34,04	113
Marenzell.	11%	6	22	0,01		0	0		0	
Hirudinea	2%	1		0		9%	1,5	5,1	0,002	0,005
Neomysis	19%	4	8	0,04	0,11	0	0		0	
Gnizen-L.		0		0		9%	15	50	0,07	0,24
Total		9333		72,95			17895		215,07	
April 1989 Aufnahme	N n = 58 Präs.	O Ind./m ²	R SD	D gFM/m ²	- TEIL SD	S n = 11 Präs.	U Ind./m ²	E SD	D gFM/m ²	- SD
Chiron.-Larv.	95%	4879	4541	48,17	52,42	100%	8550	4301	105,95	56,27
Chiron.-Pup.	5%	1		0,03	0,13	55%	20	27	0,34	0,51
Tanyp.-Larv.	71%	103	112	0,32	0,37	91%	74	42	0,26	0,20
Chiron.-Ges.		4983		48,52			8644		106,55	
Oligochaeta	98%	1087	1616	2,81	3,80	100%	800	1106	3,54	4,74
Ostracoda	81%	532	662	0,14	0,30	100%	673	462	0,13	0,08
Prostomat.	12%	16	64	0,03	0,11		0		0	
Potamopyrg.	19%	33	118	0,08	0,29		0		0	
Theodoxus	2%	1x					0		0	
Anodonta		0		0		27%	6	11	62,44	108,0
Marenzelleria	71%	608	1111	0,50	0,89	9%	1x			
Neomysis	2%	1x					0		0	
Total		7952		52,08			10123		172,67	
Total excl. Moll.		7952		52,08			10117		110,23	

Fortsetzung Tabelle 5

Juli 1989 Aufnahme	N n = 54 Präs.	O Ind./m ²	R SD	D gFM/m ²	- TEIL SD	S n = 11 Präs.	U Ind./m ²	E SD	D gFM/m ²	- SD
Chiron.-Larv.	87%	453	528	2,88	4,12	100%	1453	886	17,63	10,48
Chiron.-Pup.	41%	14	22	0,16	0,27	73%	30	32	0,47	0,52
Tanyp.-Larv.	80%	88	96	0,11	0,14	91%	248	245	0,49	0,51
Tanyp.-Pup.	7%	1	6	<0,01		9%	1x		<0,01	
Chiron.-Imag.	6%	1	4	<0,01			0		0	
Chiron.-Ges.		557		3,15			1731		18,59	
Oligochaeta	83%	413	556	0,57	0,94	100%	930	1493	1,57	2,69
Ostracoda	87%	881	1304	0,16	0,25	91%	1461	1287	0,31	0,29
Prostomat.	22%	25	81	0,02	0,07		0		0	
Potamopyrg.	19%	79	455	0,20	1,05		0		0	
Valvata	4%	3	17	<0,01			0		0	
Anodonta		0		0		9%	2	5	29,58	98,10
Marenzelleria	20%	6	13	0,26	0,62		0		0	
Neomysis	76%	41	63	0,15	0,26	73%	32	32	0,21	0,30
Cyathura	2%	1x		<0,01			0		0	
Chaoborus-Larv.		0		0		9%	2	5	<0,01	
Total		2005		4,51			4158		50,26	
Total excl. Moll.		1923		4,31			4156		20,68	
Oktober 1989 Aufnahme	N n = 54 Präs.	O Ind./m ²	R SD	D gFM/m ²	- TEIL SD	S n = 11 Präs.	U Ind./m ²	E SD	D gFM/m ²	- SD
Chiron.-Larv.	83%	342	366	3,16	4,48	100%	949	427	16,95	8,48
Chiron.-Pup.	2%	<1		<0,01			0		0	
Tanyp.-Larv.	43%	22	39	0,04	0,09	82%	108	100	0,17	0,18
Chiron.-Ges.		364		3,20			1057		17,12	
Oligochaeta	70%	100	145	0,08	0,12	100%	1708	1844	2,48	2,42
Ostracoda	100%	1185	1245	0,23	0,25	91%	4551	10052	0,96	2,19
Prostomat.	6%	1	6	<0,01			0		0	
Potamopyrg.	41%	69	156	0,14	0,42		0		0	
Valvata	4%	<1	3	<0,01			0		0	
Theodoxus	<2%	<1		<0,01			0		0	
Marenzelleria	13%	5	18	0,27	1,26	9%	1	5	<0,01	
Neomysis	76%	47	53	0,25	0,35	36%	12	21	0,10	0,17
Sphaeroma	<2%	<1		<0,01			0		0	
Gammaridae	7%	1	5	<0,01		18%	3	7	0,03	0,08
Total		1772		4,17			7332		20,69	
April 1990 Aufnahme	N n = 51 Präs.	O Ind./m ²	R SD	D gFM/m ²	- TEIL SD	S n = 8 Präs.	U Ind./m ²	E SD	D gFM/m ²	- SD
Chiron.-Larv.	78%	239	336	4,05	6,28	100%	350	197	8,33	5,51
Chiron.-Pup.	18%	6	17	<0,01		100%	92	79	1,95	1,74
Tanyp.-Larv.	49%	22	28	0,05	0,08	100%	98	71	0,31	0,16
Chiron.-Ges.		267		4,10			540		10,60	
Oligochaeta	80%	190	229	0,34	0,48	100%	1044	1034	4,39	4,49
Ostracoda	82%	1211	1343	0,27	0,30	100%	3896	2524	0,82	0,55
Prostomat.	8%	2	7	<0,01			0		0	
Potamopyrg.	41%	27	52	0,06	0,18		0		0	
Marenzelleria	100%	2029	1990	8,63	9,27	100%	6744	4848	82,40	68,01
Neomysis	59%	26	40	0,47	0,61	63%	33	36	0,35	0,53
Sphaeroma	<2%	<1		<0,01			0		0	
Gammaridae	8%	2	9	<0,01			0		0	
Total		3754		13,87			12257		98,55	

Nach erwartungsgemäß niedrigen Juli-Werten 1988 hat sich im Spätsommer 1988 unter offensichtlich optimalen Reproduktionsbedingungen eine *Chironomiden-Population* entwickelt, deren Abundanz- und Biomasse-Werte über allen bisher seit 1969 gemessenen liegen. Die durchschnittlichen 70 g Feuchtmasse (FM)/m² im Norden und die 176 g FM/m² im Süden im November 1988 fallen erwartungsgemäß nach winterlicher Zehrung auf 48,5 g FM/m² im Norden bzw. 107 g FM/m² im Süden im April 1989 ab. Während im Juli 1989 im Norden mit 3 g FM/m² die niedrigen Werte von 1987 und 1988 wiederholt werden, liegen im Süden die Biomasse-Werte im Juli und Oktober 1989 mit ca. 18 g FM/m² weit über den entsprechenden Werten von 1987 und 1988.

Im Oktober 1989 zeigt der Norden mit 4,7 g FM/m² der *Chironomiden*-Larven zwar etwas höhere Werte als im gleichen Zeitraum des Jahres 1987, von den sehr hohen Werten aus den Jahren 1986 bzw. 1988 sind dies aber nur noch 1/10 bzw. 1/15.

Tabelle 6 Langzeitvariabilitäten in Abundanz (Ind.m⁻²) und Feuchtmassen (gm⁻²) von Chironomidenlarven und Oligochaeten im nördlichen Teil des Saaler Boddens im Zeitraum von 1969 - 1989

	Chironomidenlarven		Oligochaeten	
	Ind. m ⁻²	gFMm ⁻²	Ind. m ⁻²	gFMm ⁻²
1969-1977; nur Station 16	920	12,5	1.300	2,4
1969 - 1972	1.250	9,5	1.550	2,2
1972 - 1974	1.600	37,4	1.900	5,4
1969	960	9,5	960	1,1
1970	1.800	13,0	95	0,1
1971	900	5,0	4.700	7,3
1972	240	1,5	1.700	2,3
1973	2.400	55,0	2.500	6,3
1974	360	8,0	1.900	8,4
1986 - 1989; Netzprogramm	2.520	23,8	811	1,9
1969 - 1977				
Frühling	510	7,6	1.080	2,2
Herbst	990	18,0	1.200	4,0
1986 - 1989				
Frühling	2.340	22,0	1.200	3,0
Sommer	515	2,0	290	0,4
Herbst	4.100	41,3	464	1,4
Maximum Nov. 1988	8.100	71,0 Mai 1987	1.800	5,5
Minimum April 1988	330	1,0 Juli 1988	220	0,2

Der Ribnitzer See demonstriert mit seinen *Chironomiden*-Werten ebenfalls die im Sommer 1989 sicher nicht optimalen Aufwuchsbedingungen für *Chironomiden*-Larven, was man vor allem aus dem Vergleich der Werte aus dem Ribnitzer See im Juli (18,6 g FM/m²) mit denen aus dem Oktober (18,0 g FM/m²) ableiten kann, da normalerweise die Steigerungsraten

zwischen Sommer und Herbst bis zu 500% betragen können. Trotzdem liegt das herbstliche *Chironomiden*-Larven-Biomasse-Niveau deutlich über dem von 1987.

Neben den *Chironomiden*-Larven spielen nur noch die *Oligochaeten* und *Ostracoden* eine relativ bescheidene Rolle. Die *Oligochaeten* erreichten im nördlichen Teil im Mai 1987 mit 6 g FM/m² ein ausgeprägtes Maximum. Mit Schwankungen um ca. 1 g FM/m² in den darauffolgenden Jahren wurde dort lediglich noch einmal im März/April 1989 mit 2,8 g FM/m² ein etwas höherer Wert erreicht.

Im südlichen Teil starteten die *Oligochaeten* im Juni/Juli 1986 mit einem für sommerliche Verhältnisse erstaunlich hohen Wert von 4,3 g FM/m², wobei auch die extrem hohen *Oligochaeten*-Kokon-Zahlen die großen *Oligochaeten*-Aktivitäten belegen. Nach der bereits erwähnten herbstlichen Havarie 1986 minimierte sich der Biomasse-Wert auf 0,2 g FM/m² und kam über dieses Niveau erst im November 1988 mit 4,7 g FM/m² wieder deutlich hinaus. Eine jahreszeitliche Rhythmik war bei diesen doch zeitlich relativ weit auseinanderliegenden Netzprogramm-Aufnahmen kaum zu erkennen. Die Sommer-Werte lagen in der Regel aber deutlich unter denen des Frühjahrs und Herbstes.

Die *Ostracoden* besiedeln den Südteil deutlich intensiver als den Nordteil. Abundanzen zwischen 500 und 1000 Ind./m² und Feuchtmassen zwischen 0,2 und 0,3 g FM/m² kennzeichnen den Norden. Abundanzen zwischen 1.000 und 4.000 Ind./m² (Juli 1986 sogar 12.000 Ind./m² !) und Feuchtmassen zwischen 0,3 und 0,9 g FM/m² (Juli 1986 2,3 g FM/m²) wurden im Süden gefunden. Jahreszeitliche Variationen traten praktisch gar nicht in Erscheinung. Hervorhebenswert ist die Tatsache, daß die *Ostracoden* offensichtlich unempfindlich gegenüber Havarie-Situationen sind. Bei dem Zusammenbruch der *Chironomiden*- und *Oligochaeten*-Populationen im Herbst 1986 im Ribnitzer See waren die *Ostracoden*-Werte unverändert normal.

Alle übrigen Taxa treten weitgehend in den Hintergrund. Im nördlichen Teil spielen der *Nemertine Prostomatella obscura*, die *Hydrobiide Potamopyrgus jenkinsi* und die Schwebegarnale *Neomysis integer* eine gewisse Rolle. Immer wieder können nach Einstromlagen durch den Koppelstrom der ein oder andere Einwanderer aus den halineren östlichen Teilen der Boddenkette nachgewiesen werden (*Alkmaria romijni*, *Manayunkia aestuarina*, *Marenzelleria viridis* etc.). Den mehr limnischen Charakter des Ribnitzer Sees dokumentieren besonders die Süßwassermuscheln der Gattungen *Anodonta*, *Pisidium* und *Sphaerium*, wobei die wenigen Exemplare der sehr großen *Anodonta spec.* den Gesamtbiomasse-Wert erheblich beeinflussen können.

- (2) Am Beispiel der *Chironomiden*-Larven im Saaler Bodden (s. Abb. 3 und Tab. 5), die BURCKHARDT (1989 unveröff.) seit 1986 feldökologisch und im Labor untersuchte, kann deutlich gemacht werden, welche profunde

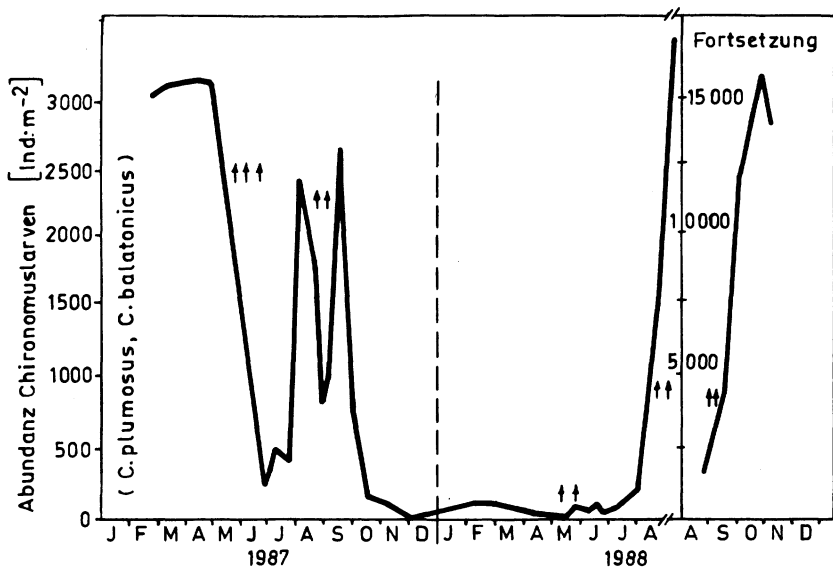


Abb. 3 Abundanzen und Schlüpfzeiten (Pfeile) der Chironomiden vor Dierhagen (Saaler Bodden) in den Jahren 1987 und 1988 (BURCKHARDT, unveröff.)

Kenntnis über Biologie und Lebenszyklus der jeweiligen Art notwendig ist, um scheinbar völlig unregelmäßige Bestandsschwankungen erklären zu können. Obwohl die *Chironomus*-Population aus zwei schwierig voneinander zu trennenden Arten *Chironomus plumosus* (ca. 80% der Population) und *Chironomus balatonicus* (ca. 20%) besteht, was populationsdynamische Berechnungen erschwert, erlauben Feldbeobachtungen, Feldexperimente und Laboruntersuchungen folgende Aussagen, die für die Interpretation der enormen Abundanz- und Biomasse-Schwankungen dieser für den Saaler Bodden bestimmenden Tiergruppe herangezogen werden können. (1) Die annualen Schwankungen hängen augenscheinlich mit dem spezifischen Vermehrungsmodus der *Chironomiden* zusammen. Nach dem kurzfristigen Aufenthalt der Puppenstadien im Pelagial schlüpfen die Imagines an der Wasseroberfläche, um nach einem kurzen Hochzeitsflug die Ekokons in der Nähe der *Phragmites*-Gürtel abzulegen. Die Wetterbedingungen während der kurzen Phase über dem Wasser, die die in Schwärmen akkumulierten Zuckmücken entweder windbedingt aus dem System driften lassen oder unter optimalen Bedingungen (ruhige warme Witterungslagen) die Kokonablage im Heimatgewässer vollziehen lassen, entscheiden über die jeweilige Populationsentwicklung. (2) Die typischen saisonalen Schwankungen sind eindeutig auf die jahreszeitliche Schlupfrhythmik der *Chironomiden*-Larven zurückzuführen. Wie umfangreiche Untersuchungen in den

Jahren 1987 und 1988 auf einer Untersuchungsstation etwa 1 km vor Dierhagen ergaben, bestehen zwei Hauptschlupfperioden im Mai/Juni und August/September (s. Abb. 3 und 4). In beiden Jahren waren die Bedingungen für die erfolgreiche Kokonablage extrem unterschiedlich. Während sich im Herbst 1987 nur eine sehr schwache Winterpopulation entwickelte, führten offensichtlich optimale Kokonablagebedingungen im Herbst 1988 zur Etablierung einer unwahrscheinlich starken Larvenpopulation. Diese sich im Herbst entwickelnde Larvenpopulation erfuhr zwar im Winter eine natürliche Depression, bestimmte aber im wesentlichen die Entwicklung der nächsten Frühjahrspopulation.

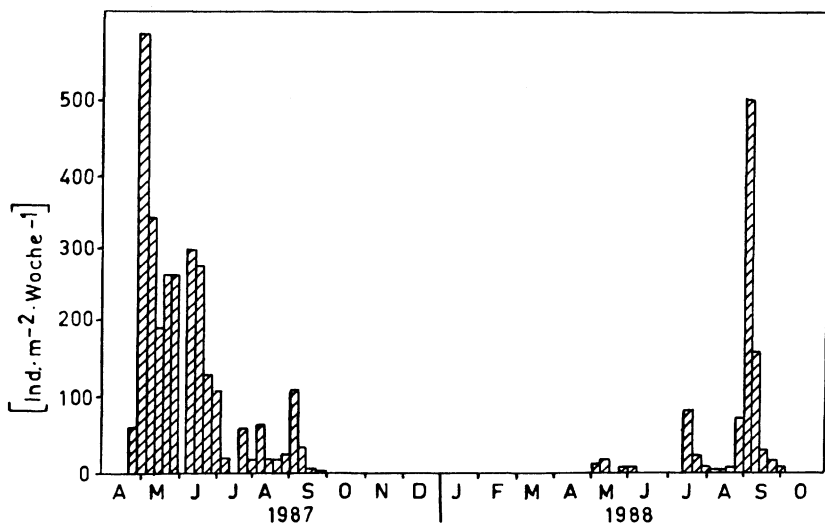


Abb. 4 Annuale Emergenz der Chironomiden aus dem Saaler Bodden in Freilandversuchen (BURCKHARDT, unveröff.)

- (3) Die trotz der hohen Belastung durch den Menschen (Kommune, Landwirtschaft, Industrie, Tourismus) ausgeprägte Elastizität des makrobenthischen Kompartiments scheint der Tatsache verdanken zu sein, daß dieses als Vorfluter agierende System durch die Flachheit des Gewässers ständig mit Sauerstoff versorgt wird, und zusätzlich die bestimmenden Makrozoobenthos-Arten genetisch an hohe Belastungen adaptiert sind. Dabei sollte hervorgehoben werden, daß die Grenze zum sog. "Umkippen" des Saaler Boddens in Richtung auf ein heterotrophes System nahezuliegen schien. Am Ende des Untersuchungsprogramms 1990 funktionierte das Gesamtsystem noch, was auch aus der Tatsache geschlossen werden kann, daß

das havariebedingte Absterben nahezu der gesamten Makrofauna im Ribnitzer See im Spätherbst 1986 in wenigen Monaten abgefangen werden konnte und nach 8 bis 9 Monaten die "Normalsituation"¹¹ wieder etabliert war. Man darf erwarten, daß durch die inzwischen eingeleiteten Sanierungsmaßnahmen (Zentrale Abwasserreinigungsanlage in Körkwitz etc.) die ökologische Situation in diesem hypertrophen Lebensraum entschärft wird.

Zur Ökophysiologie ausgewählter Arten des Makrozoobenthos

Im Untersuchungsprogramm der letzten zwei Jahrzehnte über die Ökologie der Darß-Zingster Boddenkette wurden zahlreiche ökophysiologische Fragestellungen an Primär- und Sekundärproduzenten bearbeitet, die im wesentlichen folgenden Problemkreisen gewidmet waren:

- Wie bestimmen die Toleranz- und Resistenzgrenzen der einzelnen Arten gegenüber Temperatur, Salzgehalt, Sauerstoffmangel, pH etc. incl. ihrer kombinatorischen Wirkungen die Verbreitungsgrenzen im Ökosystem der Boddenkette?
- Welche Möglichkeiten der Prädiktion ergeben sich aus den ermittelten Daten im Sinne einer Bioindikation und Vorhersage zum Besiedlungsmuster bei natürlichen bzw. menschenbedingten Veränderungen des System?
- Welche Rolle spielt die Qualität des Sediments?
- Neben der Toleranz gegenüber abiotischen Faktoren sollte die Leistungsanalyse ausgewählter Mitglieder dieses Brackwasserökosystems in Abhängigkeit von den o.g. abiotischen Faktoren Auskunft über die Beteiligung der jeweiligen Taxa am Energiefluß, Stoffkreislauf und am Pufferungsvermögen des Ökosystems in Richtung auf die Elastizitäts- bzw. Stabilitätskapazität ermöglichen.

Physiologisch-ökologische Kenndaten ausgewählter Taxa

Daten zur Resistenz gegenüber abiotischen Faktoren, von denen Temperatur, Salinität - auch in ihrer kombinatorischen Wirkung (KINNE 1964) - und Sauerstoffmangel im Vordergrund des Interesses standen, liegen von einigen Algen (*Synechocystis aquatilis*, *Microcystis firma*), wenigen *Cladoceren* des Pelagials (*A/ona rectangula*, "semipelagisch" *Chydorus sphaericus*) sowie von zahlreichen benthischen Tieren (*Cordylophora caspia*, *Alkmaria romijni*, *Streblospio shrubsolei*, *Fabricia sabella*, *Nereis diversicolor*, *Marenzelleria viridis*, *Aelosoma hemprichi*, *Nitocra lacustris*, *Mesochroa aestuarii*, *Cyprideis torosa*, *Palaemon adspersus*, *Neomysis integer*, *Pomatoschistus microps*) vor (JANSEN 1983, NAUSCH 1982, VON OERTZEN unpubl., VON OERTZEN 1979, ARNDT 1988, 1989, FRITZSCHE & VON OERTZEN / a im Druck, FRITZSCHE & VON OERTZEN / b im Druck). Die Ergebnisse zum Resistenz- und Toleranzverhalten lassen allgemein bekannte ökologische Regeln erkennen, darüber hinaus aber auch spezifische

Reaktionen der einzelnen Arten auf Umgebungsgegebenheiten eruieren, die die Präsenz, Abundanzdynamik und interspezifische Auseinandersetzung mit ökologisch verwandten Arten erklären helfen. Die relativ umfassende Analyse der potentiellen und realisierten ökologischen Nischen der genuinen Brackwasser-Arten *Cordylophora caspia* und *Neomysis integer* sowie den *Polychaeten Alkmaria romjini*, *Streblospio shrubsolei*, *Fabricia sabella* und *Nereis (Hediste) diversicolor* hat wesentlich dazu beigetragen, das benthische Besiedlungsmuster der Darß-Zingster Boddenkette verstehen zu lernen (ARNDT 1989).

Allgemein gilt,

- daß in diesen poly- bis hypertrophen Lebensräumen des Oligo- bis Mesohalinikums auf der einen Seite vom Osten her bis einschließlich Barther Bodden marin-euryhaline Arten das Faunenbild bestimmen. Der Bereich des sog. Horohalinikums (5 - 8 ‰ S) drückt sich durch die geringe Zahl der Arten aus;
- daß im westlichen Bereich bis zum Ribnitzer See der Süßwassereinfluß immer deutlicher wird. Genuine Brackwasserarten wie *Cordylophora caspia* (auf Makrophyten und sekundärem Hartboden) oder *Cyprideis torosa* und limnisch-euryhaline Arten wie eine Reihe von *Chironomiden*, *Oligochaeten* und wenige *Bivalvier* stehen hier allein im Vordergrund;
- daß die Toleranzgrenzen gegenüber Hitze und Kälte, hohem und niedrigem Salzgehalt sowie niedrigen Sauerstoffspannungen bei allen marin-euryhalinen Arten erstaunlich breit sind, was ihre sprichwörtliche Euryplastizität ausmacht (VON OERTZEN 1979, ARNDT 1989). Dabei gilt die Regel, daß die Arten zur Aufrechterhaltung einer natürlichen Populationsentwicklung einen Mindestsalzgehalt von 5 ‰ beanspruchen. Dafür ist besonders die höhere Empfindlichkeit der Larven gegenüber Aussüßung verantwortlich. Die Adulti sind in der Lage, viel weiter in das Oligohalinikum vorzudringen;
- daß bei den genuinen Brackwasserarten die im Labor zu registrierende enorme Breite der Toleranzgrenzen mit extrem eingeschränkten biotischen Fähigkeiten (ARNDT 1973) bezahlt wird, so daß häufig eine optimale Populationsentwicklung lediglich an der Grenze zwischen Pleio-Oligohalinikum und Meio-Mesohalinikum zu verzeichnen ist (2 - 6 ‰);
- daß die limnischen Arten vornehmlich auf Bereiche des Meio-Oligohalinikums beschränkt bleiben, d.h. daß für sie schon Dauersalinitäten von über 3 ‰ für eine normale Populationsentwicklung zu hoch sind.

Die distinkte Analyse der ökologischen Nischen ausgewählter Arten hat weitere Einsichten vermittelt, die uns die dynamischen Veränderungen des Faunenbildes besonders in Grenzregionen der Darß-Zingster Boddenkette (marin geprägter Grabow / brackwassergeprägter Barther Bodden, brackwassergeprägter Bodstedter Bodden / limnisch geprägter Saaler Bodden) erklären lassen.

So sind am östlichen Eingang der Boddenkette neben den euryhalinen

Mitgliedern der *Macoma balthica*-Zönose (*Arenomya arenaria*, *Cerastoderma lamarcki*, *Nereis diversicolor*, *Pygospio elegans* etc.) Vertreter der von REMANE als Weichboden-Flachwassergemeinschaft beschriebenen *Manayunkia-Cypri-deis*-Zönose zu finden, deren Hauptvertreter zu den *Polychaeten* gehören. Die physiologisch-ökologische Analyse der mit Ausnahme von *Fabricia sabella* zu den Charakterarten dieser Zönose gehörenden "kleinen" *Polychaeten* *Alkmaria romijni*, *Streblospio shrubsoli* und *Manayunkia aestuarina* ergab dabei, daß viele Resistenzgrenzen der Arten nahezu identisch sind. Im Grenzgebiet ihrer Verbreitung im Grabow entscheiden zunächst kaum ins Gewicht fallende Unterschiede im Toleranz- bzw. Leistungspotential über Vorhandensein oder Fehlen. *Fabricia sabella* weist sich als die mit Abstand leistungsfähigste Art hinsichtlich der Gefrier- bzw. Kälteresistenz aus. Ihre arktisch-boreale Herkunft ist offensichtlich für die Überlebensfähigkeit in der Nähe des Gefrierpunktes verantwortlich, womit sie den aus warm-gemäßigten Breiten stammenden *A.romijni* und *S.shrubsoli* den Rang ablauft. Zwischen den beiden zuletzt genannten *Polychaeten* sind die Substratpräferenz und die zugunsten von *S.shrubsoli* ausfallende Leistungsbilanz dafür verantwortlich, daß am Eingang der Boddenkette *S.shrubsoli* dominiert, wenn die Salinität aber unter die Toleranzgrenze dieser Art abfällt, *A.romijni* in den Vordergrund tritt (NAUSCH 1982, ARNDT 1989).

Für den euryhalinen Meeresringelwurm *Nereis (Hediste) diversicolor* konnte eindrucksvoll nachgewiesen werden., daß die Faktorenkombination Temperatur/Salzgehalt seine Verbreitungsgrenzen bestimmt. Im Winter, wenn an seiner Verbreitungsgrenze Grabow/Barther Bodden niedrige Temperaturen und niedrige Salinitäten herrschen, sterben alle Tiere ab, da bei Salinitäten $< 5\text{‰}$ Temperaturen $< 0,5^{\circ}\text{C}$ letal wirken. Liegen die Salinitäten in bestimmten Jahren während der Winterperiode höher, kann sich die Population an ihrer generativen Grenze erhalten, was im folgenden Frühjahr optimale Entwicklungsbedingungen garantiert (ARNDT 1988).

Leistungsanalyse ausgewählter Taxa

Besonders interessant und aussagekräftig - allerdings methodisch auch besonders aufwendig - gestalten sich Untersuchungen zur Leistungsanalyse der Arten in Abhängigkeit von abiotischen Umweltfaktoren. Der Brackwasserpolytyp *Cordylophora caspia* (ARNDT & FELBER 1971, ARNDT 1984) und die Schwebegarnele *Neomysis integer* (JANSEN 1983, ARNDT & JANSEN 1986) waren hervorragende Untersuchungsobjekte. Auf der Basis der ermittelten Leistungsparameter unter verschiedenen Temperatur- und Salinitätsbedingungen konnten Vergleiche zu verwandten Arten in Nachbarbiotopen gezogen und die Präsenz dieser beiden Arten im Horohalinikum begründet werden. VON OERTZEN (1984) unternahm den Versuch einer kausalökologischen Leistungsanalyse an der Garnele *Palaemon adspersus* und an der Sandgrundel *Pomatoschistus microps*, um an diesen repräsentativen Vertretern für phytalbewohnende Crustaceen bzw. bodenlebende Fische nach orientierenden Resistenzuntersuchungen den Einfluß von internen und externen Faktoren auf die Respirationsraten und die

Spontanaktivitäten nachzuweisen. Es wurde eindeutig erkannt, daß alle Untersuchungen zu Aktivitätsrhythmen davon auszugehen haben, daß Ruhe-, Routine- und Aktivitätsstoffwechsel voneinander getrennt zu untersuchen sind, da nur so Einblick in das umgebungsbedingte Verhalten der Organismen zu verschiedenen Jahreszeiten und Tagesabläufen verschafft werden kann. Sowohl Spontanaktivität (A) als auch Routinerate (R) folgen sowohl im unteren als auch im oberen Bereich nicht der RGT-Regel. Das Temperaturverhalten läßt sich bei beiden Arten mit den linearen Regressionsbeziehungen $\log A = a + b \times \log T$ bzw. $\log R = a + b \times \log T$ beschreiben. Die Standardrate zeigt bei beiden Arten Bereiche thermaler Homöostasis, was nur bedingt mit der semilogarithmischen Beziehung $\log R = a + b \times T$ beschrieben werden kann. Im Bereich der Adaptationstemperatur erreicht der Erhaltungsbedarf beider Arten das Minimum.

Die Befunde zum Toleranz- und Leistungsvermögen der Arten lassen auch Schlüsse auf die tiergeographische Herkunft der Taxa zu. LEPPÄKOSKI (1984) beschrieb ausführlich die Einwanderungswege verschiedener Tierarten in die Ostsee, die als sehr junges geschichtetes Brackwassermeer für Einwanderer aus dem Meer und aus sehr alten perennierenden Brackwasserseen (z.B. Kaspi-See) offenstand. ARNDT (1989) zeigte in einem Hauptvortrag auf dem 23. Europäischen Meeresbiologischen Symposium (EMBS) 1988 in Swansea auf der Basis der an Tierarten der Darß-Zingster Boddenkette gewonnenen ökophysiologischen Kenndaten auf, daß die Heimatregionen der Taxa zwischen der Subarktis (z.B. *Fabricia sabella*) und den warm-gemäßigten Zonen (z.B. *Alkmaria romijni* und *Streblospio shrubsolei*) liegen können und eurypotente genuine Brackwasser-Arten als Kosmopoliten in Ästuarregionen weltweit auftreten (z.B. *Cordylophora caspia*). Das bereits erwähnte Eindringen der Spionide *Marenzelleria viridis* aus den Küstengewässern Kanadas in die Nordsee (ESSINK & KLEEF 1988) und in die Ostsee (BICK & BURCKHARDT 1991) in den 80er Jahren wird auch von entsprechenden ökophysiologischen (FRITZSCHE & VON OERTZEN im Druck) und genetischen (BASTROP & JÜRSS im Druck) Untersuchungen begleitet, so daß wir an diesem rezenten Beispiel Besiedlungsstrategie und Auseinandersetzung mit den etablierten Faunenelementen studieren können.

Zusammenfassung

Auf der Basis von langjährigen Makrozoobenthos-Untersuchungen mit punktförmigen Aufnahmen in der gesamten Darß-Zingster Boddenkette (1969-1979) und Netzprogrammen vornehmlich im Saaler Bodden (1986-1990) wird eine Übersicht über das Besiedlungsmuster des Makrozoobenthos von den Ostsee geprägten östlichen Teilen bis zu limnisch geprägten westlichen Teilen der Boddenkette gegeben.

Die Salinität von der Grenze zwischen Pleio- und Meiomesohalinikum zum Meiololigoalinikum, der Trophiegrad von eu- über poly- bis hypertroph und die in diesem Flachgewässer ausgeprägten Sand- und Schlicksedimente bestimmen im wesentlichen das Bild des Makrozoobenthos.

Neben der bereits durch frühere Untersuchungen (ARNDT 1987, 1988) bekannten Artenverteilung wird besonders auf die systematische Analyse der *Chironomiden-Larven* und der *Oligochaeten* im Saaler Bodden eingegangen.

Bei der Vorstellung produktionsbiologischer Aspekte im Untersuchungsgebiet wird auch auf den enormen Einfluß der Mitte der 80er Jahre von der kanadischen Küste eingewanderten *Spionide Marenzelleria viridis* eingegangen.

Am Beispiel der Makrozoobenthos-Untersuchungen (1986-1990) im Saaler Bodden werden Probleme der Variabilität und Konstanz des Besiedlungsmusters in diesem als Vorfluter agierenden nährstoffbelasteten Brackwasserlebensraum diskutiert.

In einem abschließenden Kapitel werden die wichtigsten Ergebnisse bei der Analyse der Ökophysiologie ausgewählter Arten des Makrozoobenthos zusammenfassend dargestellt.

Literatur

- ARNDT, E.A. (1973): Ecophysiological and adaptional problems confronting animals living in brackish water.- Oikos Suppl.5, 239-245
- ARNDT, E.A. (1984): The ecological niche of *Cordylophora caspia* (PALLAS 1771).- Limnologica (Berlin) 15(2), 469-477
- ARNDT, E.A. (1987): On the macrozoobenthos in landlocked shallow brackish waters and its suitability for use as an ecological indicator.- In: Proceedings of the 4th Symposium of the Baltic Marine Biologists, Gdansk/Poland 1975, published by the Sea Fisheries Institute in Gdynia 1987, 200-212
- ARNDT, E.A. (1988): Zusammenfassende Ergebnisse von Untersuchungen am Makrozoobenthos der Darß-Zingster Boddenkette von 1969-1987.- Wiss.Zeitschr.Universität Rostock, N-Reihe 37/5, 6-12
- ARNDT, E.A. (1989): Ecological, physiological and historical aspects of brackish water fauna distribution.- In: J.S. RYLAND & P.A. TYLER (Eds.), Proc.23rd Eur.Mar.Biol.Symp.Swansea UK, Olsen&Olsen, Fredensborg, 327-338
- ARNDT, E.A. & F.FELBER (1971): Über den Einfluß des Salzgehalts auf den Sauerstoffverbrauch von *Cordylophora caspia* (PALLAS 1771).- Wiss. Zeitschr. Univ. Rostock, Math.- Nat. R. 20(1), 19-32
- ARNDT, E.A. & W. JANSEN (1986): *Neomysis integer* (LEACH) in the chain of boddens south of Darß-Zingst (Western Baltic) - Ecophysiology and population dynamics.- Ophelia Suppl.4, 1-15
- ARNDT, H. (1985): Untersuchungen zur Populationsökologie der Zooplankter eines inneren Küstengewässers der Ostsee. - Rostock, Universität, Fakultät für Biologie, Chemie und Agrarwissenschaften, Diss. A, 1985, - 170 S., 107 Abb.
- BASTROP, R., RÖHNER, M. & K. JÜRSS (im Druck) Are there two species of the *polychaet* worm genus *Marenzelleria* in Europe?.- Marine Biology in press
- BICK, A. & R. BURCKHARDT (1989): Erstnachweis von *Marenzelleria viridis* (*Polychaeta*, *Spionidae*) für den Ostseeraum mit einem Bestimmungsschlüssel der Spioniden der Ostsee.- Mitt.Zool.Mus.Berl. 65/2, 237-247
- BÖNSCH, R. (1988): Systematik und Verteilung von *Oligochaeten* im Saaler Bodden.- Univ. Rostock, Sektion Biologie, Diplomarbeit
- BOCHERT, R., ZETTLER, M. & A.BICK (1994). Untersuchungen zur räumlichen Verteilung der Larven von *Marenzelleria viridis* (*Polychaeta*, *Spionidae*) in einem flachen Küstengewässer der Ostsee.- Rostock. Meeresbiolog. Beitr. H.2 , 227-240
- DEBUS, L. (1987): Nahrungsökologische Untersuchungen an juvenilen Bleien (*Abramis brama*)

- und Plötz (*Rutilus rutilus*).- Rostock, Univ., Fakultät für Biologie, Chemie und Agrarwissenschaften, Diss. A 1987. - 129 S., 47 Abb., 15 Tab.
- ESSINK, K. & H.L.KLEEF (1988): *Marenzelleria viridis* (VERRILL 1873) (*Polychaeta*, *Spionidae*): A new record from the Ems estuary (The Netherlands/ Federal Republic of Germany). - Zool.Bijdr.Leiden 38, 1-13
- FRITZSCHE, D. & J.-A. VON OERTZEN (im Druck): Metabolic responses to changing environmental conditions in the brackish water polychaet *Marenzelleria viridis* and *Hediste diversicolor*.- Marine Biology in press
- FRITZSCHE, D. & J.-A. VON OERTZEN (im Druck): Bioenergetics of a highly adaptable brackish water polychaet.- Thermochimica Acta in press
- HOLME, N. & A.D. McINTYRE (eds) (1971): Methods for the Study of Marine Benthos.- IBP-Handbook 16, Oxford 334 pp.
- JANSEN, W., ARNDT, E.A., HAHN, W., BITTORF, T., WRONNA, F. & U. RASCHEWSKI (1980): Untersuchungen zur Populationsentwicklung von *Neomysis integer* (LEACH) in der Darß-Zingster Boddenkette.- Wiss.Zeitschr.Univ. Rostock, Math.-Nat.R.H 4/5, 95-97
- JANSEN, W. (1983): *Neomysis integer* (LEACH) (*Crustacea*, *Mysidacea*) in der Darß-Zingster Boddenkette - Untersuchungen zur Populationsentwicklung und Leistungsfähigkeit in Abhängigkeit von Umweltfaktoren.- Rostock, Universität, Fakultät für Biologie, Chemie und Agrarwissenschaften, Diss. A 1983.- 134 S.
- JANSEN, W., ARNDT, H. & R. HEERKLOSS (1983): Die Rolle von *Neomysis integer* (LEACH) (*Mysidacea*) im Stoffumsatz des eutrophierten Brackgewässers Barther Bodden (südliche Ostsee) II.Konsumtion von Zooplanktern.- Wiss.Zeitschr.Univ.Rostock,32, Math.-Nat.R.5, 44-47
- KINNE, O. (1964): The effects of temperature and salinity on marine and brackish water animals 2. Salinity and temperature - salinity combinations.- Oceanogr.Mar.Biol.A.Rev. 2, 281-339
- KÖHLER, S. (1990): Die Verbreitung der Muschelkrebse (*Ostracoda*) in der Darß-Zingster Boddenkette - Eine Studie auf der Basis der Netzprogrammanalysen von 1977 - 1980 unter besonderer Berücksichtigung des Meiobenthos im Saaler Bodden.- Rostock, Universität, Math.-Nat.Fakultät, Diss. A 1990.- 122 S.,97 Abb.,35 Tab.
- LEPPÄKOSKI, E. (1984): Introduced species in the Baltic Sea and its coastal ecosystems.- Ophe- lia Suppl.3, 123-135
- MEHNER, T. (1992): Ökologische Untersuchungen an Fischen der Altersgruppe 0+ in einem Boddengewässer der südlichen Ostsee.- Rostock, Universität, Math.-Nat.Fakultät, Diss.A 1992.- 119 S.,50 A., 31 Tab.
- MÖLLER, R. (1984): Verbreitungsökologische Untersuchungen am Makrozoobenthos im Winter- halbjahr 1983/84 im Barther Bodden.- Universität Rostock, Sektion Biologie, Diplomarbeit, 66 S.
- NAUSCH, M. (1982): Experimentell-ökologische Untersuchungen an *Polychaeten*-Species der Darß-Zingster Boddengewässer.- Rostock, Universität, Fakultät für Biologie, Chemie und Agrarwissenschaften, Diss.A 1982.- 138 S.
- NAUSCH, M. (1984): The distribution of *Streblospio shrubsoli*, *Alkmaria romijni* and *Fabricia sabella* and their resistance to temperature, oxygen deficiency and hydrogen sulphide.- Limnologica 15(2), 467-502
- VON OERTZEN, J.-A. (1979): Versuch einer kausalökologischen Leistungsanalyse an brackwasserlebenden Tieren.- Rostock, Universität, Fakultät für Biologie, Chemie und Agrarwissenschaften, Diss. B, 1979.- 188 S.
- VON OERTZEN, J.-A. (1984): Influence of steady-state and fluctuating salinities on the oxygen consumption and activity of some brackish water shrimps and fishes.- J.Exp.Mar.Ecol. 80, 29-46
- POLZIN, W.-P. (1988): Experimentell-ökologische Untersuchungen an *Chironomiden*-Larven unter besonderer Berücksichtigung der Nahrungsaufnahme und -Verwertung.- Universität Rostock, Sektion Biologie, Diplomarbeit
- SCHLUNGBAUM, G., BAUDLER, H. & G. NAUSCH (1994): Die Darß-Zingster Boddenkette - ein typisches Flachwasserästuar an der südlichen Ostseeküste.- Rostock. Meeresbiolog. Beitr. H.2 , 5-26

- SCHNESE, W. (1980): Komplexe Ökosystemanalyse der Darß-Zingster Boddenkette unveröffentlichter Forschungsbericht, FG Küste. Abschlußleistung A 4 (1976-1980)
- THIEL, R. (1990): Untersuchungen zur Ökologie der Jung- und Kleinfischgemeinschaften in einem Boddengewässer der südlichen Ostsee.- Rostock, Universität, Math.-Nat.Fakultät, Diss. A.- 176 S., Anhang 93 S.
- WEBER, E. (1974): Einführung in die Faktorenanalyse.- Fischer-Verlag Jena, 192 S.
- ZETTLER, M., BOCHERT, R. & A. BICK (1994): Röhrenbau und Vertikalverteilung von *Marenzelleria viridis* (Polychaeta, Spionidae) in einem inneren Küstengewässer der südlichen Ostsee.- Rostock. Meeresbiolog. Beitr. H. 2, 215-225

Verfasser

Prof.Dr. Ernst A. Arndt
Universität Rostock
FB Biologie
18051 Rostock

Ulrich Schiewer

Stoffkreisläufe in der Darß-Zingster Boddenkette: Kohlenstoffkreislauf

Abstract

The knowledge on carbon cycles in the pelagic and benthic zones and in the sediment are summarized. Phytoplankton is the dominant primary, bacterioplankton the dominant secondary producer in the DZBK. The carbon cycle is driven mainly by the microbial food web. Advanced experimental analysis of the pelagic carbon cycle have demonstrated the importance of the bacterioplankton among the heterotrophs, the high contribution of protozoans to the total turnover and the role of detritus as a buffering component. The microbial food web acts as a sink mainly. First investigations deal with the anaerobic processes in the sediment.

Übersicht

Von den Stoffkreisläufen, die durch aquatische Ökosysteme fließen, ist der Kohlenstoffkreislauf der Bedeutenste, da er die Grundlage für die Systemstruktur und -funktion bildet. Er spiegelt sowohl den Kohlenstoff- als auch den Energiefluß im Ökosystem wider.

Der C-Kreislauf in aquatischen Ökosystemen ist komplex und umfaßt die ineinandergreifenden Umwandlungen von anorganischen und organischen, gelösten und partikulären, lebenden und toten Formen des Kohlenstoffs. Gleichzeitig ist er mit den anderen Stoffkreisläufen direkt oder indirekt als Energielieferant verbunden. Räumliche und zeitliche Variationen (einschl. diurnaler Rhythmen) der verschiedenen Formen des Kohlenstoff komplizieren den Gesamtkreislauf.

Für marine Gewässer wurde Anfang der 80er Jahre der "Microbial Loop" (AZAM et al. 1983) als ergänzender Stoffkreislauf zu den traditionellen Nahrungsnetzen beschrieben. Im "Microbial Loop" werden gelöste organische Substanzen, u.a. Ausscheidungs-, Lysisprodukte von Pflanzen und Tieren, oder Abfallprodukte bei der Nahrungsaufnahme der Tiere, verbraucht, z.T. aber auch auf die traditionellen Nahrungsnetze überführt. Er wurde zunächst als charakteristische Erscheinung oligotropher mariner Gewässer betrachtet. Flachgewässer sind morphometrisch eutroph (ODUM 1983). Die DZBK ist ein Flachgewässer.

Bedingt durch morphometrische, hydrologische, physikalisch-chemische und anthropogene Einflüsse weist sie eine Reihe von Besonderheiten auf:

- ♦ polymiktisches Flachgewässer mit sehr guter Durchmischbarkeit
- ♦ jahreszeitlich bedingte Oszillationen der physikalischen Umweltfaktoren, einschließlich einer zeitweisen möglichen Eisbedeckung
- ♦ unregelmäßiger Austausch mit der Ostsee bei relativ geringem Süßwasser-einfluß und Anstieg des Ostseewassereinstroms im Sommer und Herbst
- ♦ Vorliegen eines Horohalinikums, eines kritischen Salinitätübergangsbereiches für Organismen in Ästuaren ($5 - 8 \text{ ‰}$)
- ♦ hohe anthropogenbedingte Einträge von Pflanzennährstoffen, die zur Poly-bis Hypertrophie geführt haben: Verlust großer Teile der submersen Makrophyten und Übergang von der Makrophyten- zur Phytoplanktondomi-nanz.

Diese Besonderheiten bedingen den unverwechselbaren Charakter der DZBK. Sie spiegeln sich auch im Kohlenstoffkreislauf wider.

Charakteristisch für die DZBK ist ein hoher Detritusgehalt. Zwischen 70 und 90 % des partikulären organischen Kohlenstoffs sind Detritus. Abweichend von dieser Regel ist lediglich die Periode der Frühlingsblüte des Phytoplanktons im März und April (Abb. 1).

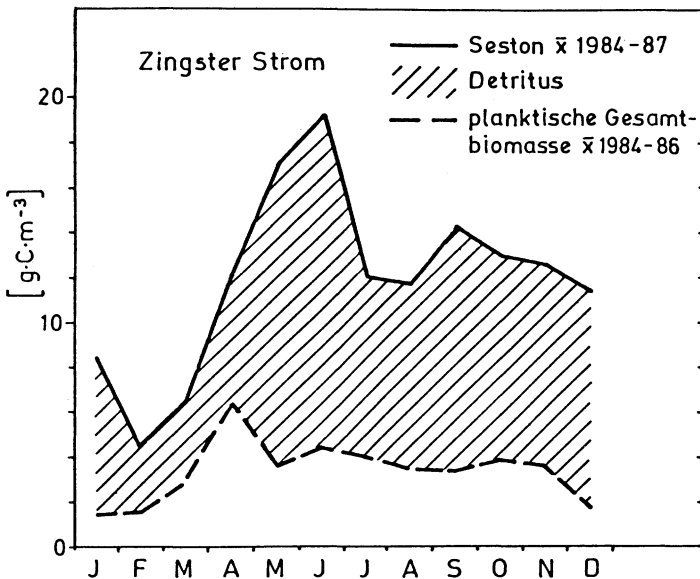


Abb. 1 Jahreszeitliche Variation des Gehaltes an Seston, Detritus und planktischer Gesamt-biomasse im Zingster Strom. Mittelwerte für die Jahre 1984 - 1987 .

Der Detritus ist damit eine wichtige Puffergröße: Einerseits ist er das Auffangbecken für die überhöhte autochthone Primärproduktion und die anfallenden allochthonen Einträge, andererseits wird er außerhalb der Vegetationsperiode intensiv als Nahrungsquelle zur Aufrechterhaltung der Sekundärproduktion genutzt.

Das Pelagialsystem

Unter Berücksichtigung einer mittleren Tiefe von 1,8 m im Barther Bodden wurde auf der Basis des Kohlenstoffgehaltes der Heterotrophen für die einzelnen Komponenten die flächenbezogene Nettoproduktion berechnet und im Jahreszyklus mit der Primärproduktion verglichen (Abb. 2).

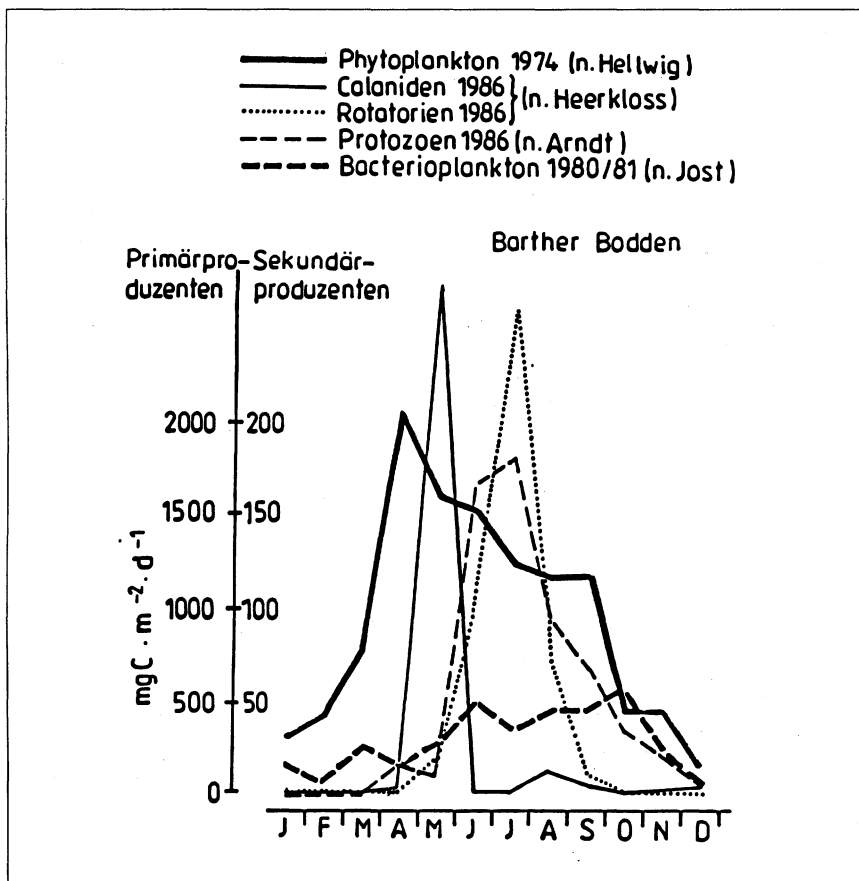


Abb. 2 Jahreszyklus der Nettoprimärproduktion und der Sekundärproduktion im Barther Bodden.

Es fällt auf, daß die Sekundärproduktion des Zooplanktons sich im wesentlichen auf den Zeitraum von Ende April bis Mitte September beschränkt. Die Primärproduktion bleibt dagegen über einen längeren Zeitraum auf einem hohen Niveau. Die planktischen Bakterien zeigen keinen ausgeprägten Jahresgang, vielmehr sind kurzzeitige irreguläre Schwankungen die Regel (mittlerer Variationskoeffizient 87,5 %; bei den Primärproduzenten dagegen nur 18,5 %). Deutlich ausgeprägt ist der Jahresgang im Metazooplankton (Frühjahr Calaniden, Sommer Rotatorien) und im Protozooplankton. Das planktische System strukturiert sich also in seiner Trophodynamik im Juni/Juli teilweise um. In Tab.1 sind alle relevanten Daten der Jahresbilanz des C-Kreislaufes unter Berücksichtigung der Respiration zusammengestellt.

Tabelle 1 Nettojahresproduktion und -respiration im Pelagial des Barther Boddens (alle Angaben in $\text{g C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)

	Nettoproduktion	Respiration ¹
Phytoplankton ²	283,8	152,8
Bakterien ³	156,9	104,6
Protozoen (1986)	18,6	18,6
Rotatorien (1986)	14,4	21,6
Calaniden (1986)	9,1	13,7

¹ Berechnet mit Hilfe eines IVLEV-Koeffizienten $K_2 = P/A$ von 0,6 (Bakterien), 0,5 (Protozoen) bzw. 0,4 (Calaniden und Rotatorien). Phytoplankton: Respirationsverlust pro Stunde während der Nacht = 20 % der Nettoprimärproduktion während der Lichtperiode.

² Nach HELLOWIG (1976): 4 Stationen im Barther Bodden; In-situ-¹⁴C-Methode; partikuläre Fraktion, erhöht um 25 % für exsudierte lösliche Photosyntheseprodukte.

³ Nach JOST (1983): Bestimmung nach der Romanenko-Methode

In der Gesamtaufgliederung der pelagischen Strukturkomponenten ergibt sich für die biotischen Komponenten ein Verhältnis von Phytoplankton : Zooplankton : Bakterioplankton von 1 : 0,05 : 0,09.

Das Benthalsystem

Die autotrophen Komponenten bilden Bakterien, Mikro- und Makrophytobenthos. Soweit organisches Material photosynthetisch produziert wird, ergibt sich eine starke Einschränkung durch die äußerst geringe Sichttiefe. Bakterien, die ihren Stoffwechselenergiebedarf durch Chemosynthese decken, finden im Barther Bodden gute Voraussetzungen. Allerdings sind nur wenige Versuche zur Chemosynthese der Bakterien durchgeführt worden. Der größere Anteil der benthischen Makrophyten wird nicht direkt genutzt. Er gelangt nach dem Absterben der Pflanzen zunächst in das Präsediment bzw. Sediment und wird dort zeitweise gespeichert. Gleichzeitig wird DOC während des Absterbens

freigesetzt. Durch beide Prozesse gelangen beträchtliche Anteile an Detritus in das Ökosystem. Der Abbau des partikulären Detritus erfolgt schrittweise über chemische Prozesse (z.B. Auslaugung, Sorption), mikrobiellen Abbau und mechanische Zerkleinerung. Abgesehen von zeitweise heterotrophen Algen bilden Bakterien, Mikro-, Meio- und Makrozoobenthos und in gewissem Grade Fische die heterotrophen Komponenten des Benthals. Das Mikrozoobenthos wird durch Ciliaten und Flagellaten repräsentiert.

In Tab. 2 sind die Biomassen und Produktionswerte für das Benthos zusammengefaßt. Die bisherigen Angaben sind vor allen Dingen für die Bakterien und das Mikrozoobenthos ungenau und demonstrieren lediglich ihre produktionsbiologische Größenordnung.

Wie auch im planktischen Bereich fällt auf, daß sich die einzelnen Organismengruppen hinsichtlich ihrer Biomassen nur unbedeutend, jedoch im Bezug auf ihre Produktionsleistung wesentlich voneinander unterscheiden. Ferner geht aus der Gegenüberstellung hervor, daß das heterotrophe Benthos mit der im Benthos autotroph produzierten Biomasse nicht auskommt. Ergänzt wird der Vorrat ständig aus dem pelagischen Bereich. YAP (1987), die die benthische Energiedynamik im sandigen Sediment mit Hilfe von Sauerstoffmessungen untersucht hat, kam zu dem Schluß, daß das Benthos vom Import oxidierbarer Substanzen aus anderen Quellen abhängt. Ausgehend von der von VIETINGHOFF (1984) angegebenen Sedimentationsrate von $2\,598\text{ KJ} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ muß mit einem jährlichen Zugang von ca. $70\text{ g C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ aus dem Pelagial gerechnet werden.

Tabelle 2 Biomassen und Jahresproduktion der benthischen Komponenten (nach Angaben ARLT 1984, ARNDT 1980, HEERKLOSS 1985, SCHARF 1979, WASMUND 1983, YAP 1987)

	Biomasse ($\text{g C} \cdot \text{m}^{-2}$)	Produktion ($\text{g C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)
Bakterien	0,5 - 1,0	70 - 100
Mikrophytobenthos	3	9 - 10
Makrophytobenthos	3 - 4	6 - 7
Mikrozoobenthos	0,2 - 0,4	20 - 5
Meiozoobenthos	0,5 - 3,0	1,5 - 8,5
Makrozoobenthos	2 - 3	1 - 3

Das Sediment

Die direkt im Sediment ablaufenden Prozesse des C-Kreislaufes sind bisher nur weitgehend als Summenparameter erfaßt worden. Die Befunde sind lückenhaft und werden der Vielfalt des Sediments nicht gerecht. Netzprogramme mit jeweils ca. 100 regelmäßig über den Bodden verteilten Stationen haben gezeigt, das der Bodden hinsichtlich seines Benthals sehr heterogen ist. Ganz deutlich

unterscheiden sich flache und tiefere Gewässerteile voneinander. Das betrifft ihre Sedimentqualität, ihr Lichtklima, das O₂-Regime und die auftretenden Bodenturbulenzen. Hinzu kommen Schwankungen im Energiegehalt und im Energiebedarf vieler Organismen sowohl saisonal als auch in kürzeren Zeitabschnitten in Abhängigkeit vom Futterangebot und den vorliegenden abiotischen Faktoren. Aus diesen Gründen sind verallgemeinernde quantitative Angaben über den C-Kreislauf im Sediment nur sehr bedingt möglich. In Tab. 3 sind Berechnungen zum Kohlenstoffbedarf für die 4 wichtigsten Prozesse des Bodensediments zusammengefaßt. Da die Untersuchungsbasis für diese Berechnungen nur sehr schmal ist, sind die angegebenen Daten nur Richtwerte.

Tabelle 3 Kohlenstoffbedarf wichtiger anaerober heterotropher Prozesse im Boddensediment

Prozeß	Aktivität (g · m ⁻² · a ⁻¹)	C-Bedarf (g · m ⁻² · a ⁻¹)
Desulfurikation	64 (SO ₄ -S)	48
Denitrifikation	5 (N)	25 - 35
Methanbildung	-	20
N ₂ -Fixierung	0,43 (N)	2 - 3
GESAMT	-	95 - 106

Erste Untersuchungen zur Desulfurikation, Methanbildung und -oxydation wurden während der FLAK-Experimente 1985/87 durchgeführt (HEYER und BERGER, unveröff.). Methanbildung und Desulfurikation sind die wichtigsten terminalen Schritte der anaeroben Abbaukette des organischen Kohlenstoffs. Erwartungsgemäß war die Desulfurikation im sulfatreichen Ökosystem der Kurr Bucht mit 33 - 76 g · m⁻² · h⁻¹ Kohlenstoff der Hauptverbraucher an organischer Substanz. Diese Raten liegen etwa 2-fach höher als die der Methanbildung. Bei einer geschätzten jährlichen SO₄-S-Bildung von 64 g · m⁻² · a⁻¹ für die Bodden ist dafür ein Verbrauch an organischem Kohlenstoff in Höhe von 48 g · m⁻² · a⁻¹ erforderlich. Die Methanbildung ist ein empfindlicher Indikatorprozeß für die Funktion der gesamten anaeroben Abbaukette. Mittels Enclosure-Versuche konnte gezeigt werden, daß eine geförderte Phytoplanktonproduktion zu einer höheren Methanbildung führt. Die angegebene Jahresumsatzrate von 20 g C · m⁻² · h⁻¹ ist eine grobe Abschätzung. Von der Denitrifikation werden nach DAHLKE im Jahresmittel ca. 40 µmol N · m⁻² · h⁻¹ Stickstoff freigesetzt. Daraus ergibt sich eine jährliche Stickstofffreisetzung von etwa 5 g · m⁻² · a⁻¹. Nach JAHNKE et al. (1982) läßt sich dafür ein Verbrauch von ca. 25-35 g C · m⁻² · a⁻¹ berechnen. RIPL (1981) gibt für die ebenfalls stark eutrophierte Schlei einen Bedarf von 20 g C · m⁻² · a⁻¹ für die Denitrifikationsprozesse an. Sowohl bei DAHLKE als auch bei RIPL bleiben chemolithotrophe Prozesse unberücksichtigt.

Näher dargestellt werden sollen 2 Jahresgänge zur benthisch-sedimentären Energiedynamik von 2 sandigen Standorten (YAP 1987). Die Ergebnisse basieren auf Sauerstoffmessungen in Labordurchflußsystemen unter Einsatz ungestörter Sedimentkerne. Die beteiligten Organismen waren aerobe und anaerobe Bakterien, vorwiegend aerobe Mikrophyten, aerobe und anaerobe Mikrofauna-Vertreter ($< 100 \mu\text{m}$; Flagellaten, Ciliaten, Amöben), meist aerobe Meiofauna-Vertreter (Metazoen $< 0,5 \text{ mm}$; vorwiegend Nematoden, Oligochaeten, Harpacticide, Copepoden, Turbellarien) sowie zumindest zeitweise aerobe Vertreter der Makrofauna (Mollusken, Polychaeten und Crustaceen).

Die Abb. 3a gibt den Jahresgang für die Kleine Wieck, die Abb. 3b den für die Kirr Bucht wieder. Die Angaben erfolgen in $\text{ml O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$.

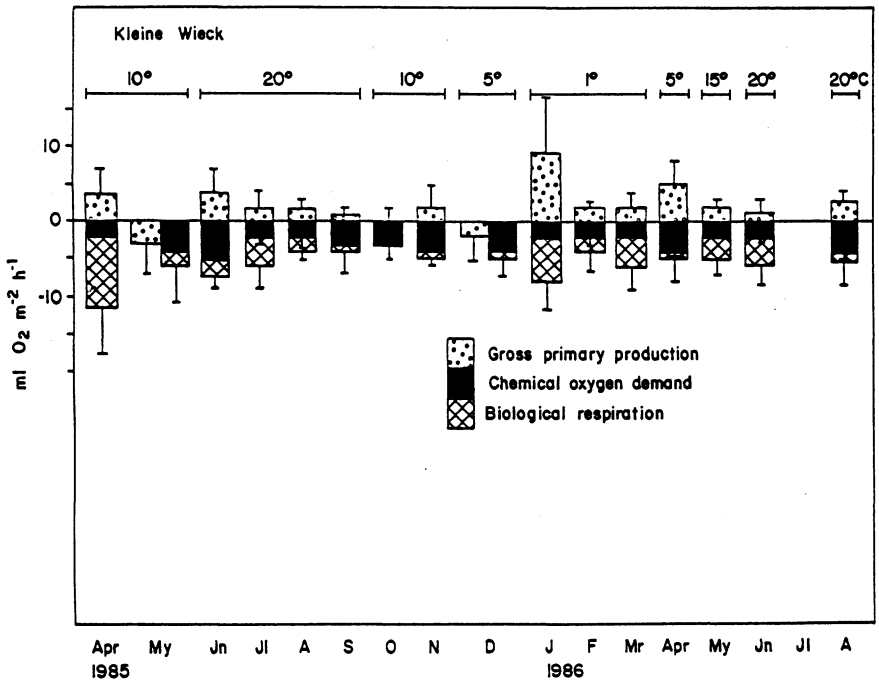


Abb. 3 Jahresgang des Sauerstoffumsatzes in ungestörten Sedimentkernen (nach YAP 1987).
a) Kleine Wieck, April 1985 bis August 1986

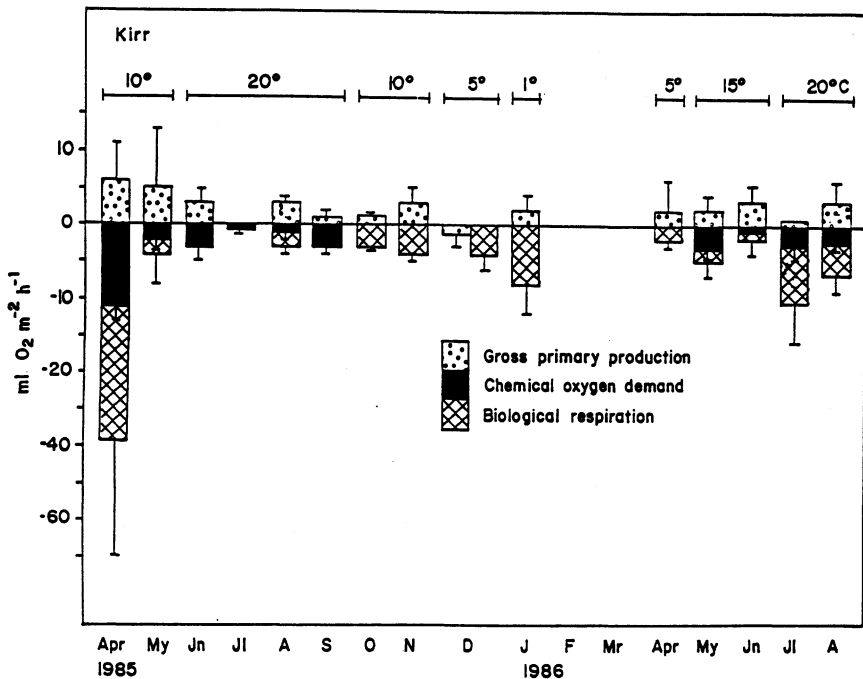


Abb. 3 Jahresgang des Sauerstoffumsatzes in ungestörten Sedimentkernen (nach YAP 1987).
 b) Kirr Bucht, April 1985 bis August 1986
 Die Angaben beziehen sich auf Laboruntersuchungen unter den im Kopf der Abbildungen angegebenen Temperaturbereichen.

Für die Umrechnung in $\mu\text{g C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ sind diese Werte mit dem Faktor 500 zu multiplizieren. Die Ergebnisse belegen:

- Die höheren Aktivitäten der Sedimentkerne liegen in den kälteren Jahreszeiten.
- Ursache der erhöhten Bruttoprimärproduktionsraten sind die größeren Biomassen des Mikrophytobenthos im Frühjahr und Herbst. Sie korrelieren auch signifikant mit höheren Stickstoff- und Phosphorgehalten des Sediments.
- Die höhere Intensität des Gesamtsauerstoffverbrauchs im Frühjahr, Herbst und Winter basiert auf erhöhte Biomassen der Bakterien im Frühjahr, der Mikrofauna im Herbst, der Meiofauna im Frühjahr und Winter sowie der Makrofauna im Winter.

- Der chemische Sauerstoffbedarf ist ein konservativer Parameter, was durch die relative Gleichförmigkeit im Jahresgang zum Ausdruck kommt. Im Mittel des Gesamtverbrauchs repräsentiert er aber den größeren Anteil.

Eine vorläufige Berechnung der Gesamtenergieodynamik auf der Basis dieser Ergebnisse und unter Hinzunahme weiterer Befunde zeigt (Tab. 4), daß der Benthals-Sediment-Bereich dieser sandigen Standorte meist heterotroph ist (siehe vorn). Er hängt damit vom Import oxidierbarer Substanzen aus anderen autochthonen und allochthonen Quellen ab. Ein Teil des importierten Materials wird nicht verbraucht, es wird entweder abgelagert oder in die Ostsee exportiert.

Tabelle 4 Vorläufiges Modell zum Energiefluß sandiger Standorte der Darß-Zingster Boddenkette (Barther Bodden). Berechnungen von YAP (1987); Angaben in $\text{KJ} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$

Parameter	Autoren			
	YAP (1987)	VIETINGHOFF (1982)	BAST (1975)	GEORGI (1985)
Nettosedimentationen (Zufuhr oxidierbaren Materials)	-	2598	4963	-
Bruttoprimärproduktion	186	-	-	-
Sekundärproduktion	-	-	216	-
Biologische Respiration	455	-	540	-
Chemischer Sauerstoffbedarf	519	-	-	-
Nicht verwertetes Material	-	1811	4175	-
Exportiert	-	-	-	2569
Ablagert	-	-	1606	-

Vertiefende Experimentalanalysen

Pelagialuntersuchungen 1980/83 (Mesokosmosexperimente der PEKOM-Serie) in der DZBK hatten gezeigt, daß dem traditionellen Nahrungsnetz nur eine untergeordnete Rolle zukommt. Dagegen waren offenbar Bakterien in entscheidender Weise am Stoffumsatz und der Produktivität der Heterotrophen beteiligt (SCHIEWER 1985, SCHIEWER et al. 1986).

Vertiefende Untersuchungen zum C-Kreislauf im Pelagialsystem der DZBK umfaßten in den Folgejahren sowohl Freilandanalysen und -experimente als auch Laboruntersuchungen an Biozönosen in Labormikrokosmen und an Einzelarten. Die Abb. 4 gibt die Sommersituation 1986 in der Kirr Bucht wieder.

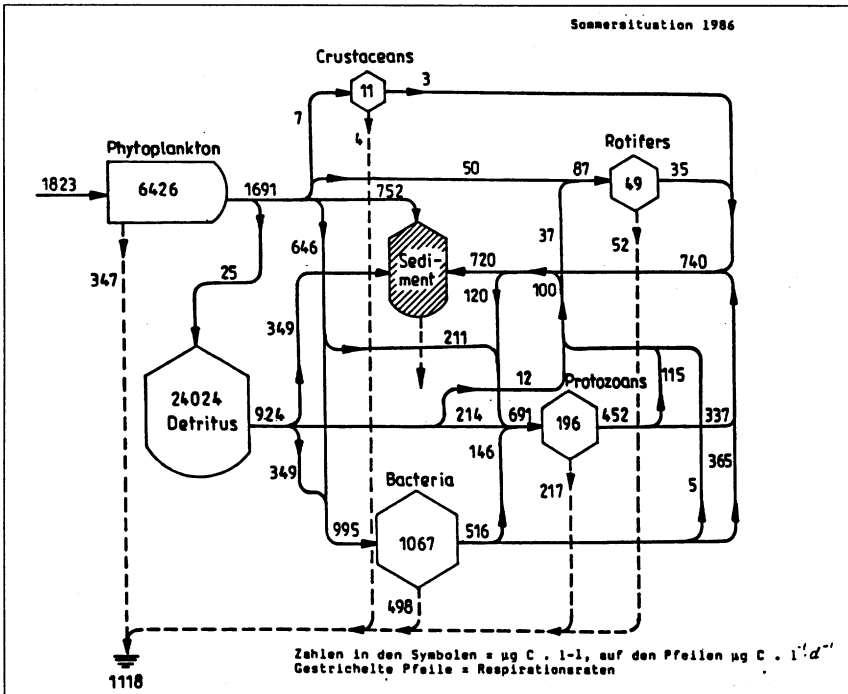


Abb. 4 Gemittelter wöchentlicher Kohlenstoffumsatz in der Kurr Bucht.
 Ergebnisse des 8-wöchigen Mesokosmos-Experiments FLAK 86 im Juni/Juli 1986.

Das Gesamtschema entstand aus direkt gemessenen Poolgrößen und ihren Ein- und Ausgängen. Die Verkopplung erfolgte über Berechnungen, bei denen die bisher erkannten Beziehungen zwischen den beteiligten Organismengruppen zugrunde gelegt wurden. Das Sediment wurde als Black-Box einbezogen. Das Schema in Abb. 4 repräsentiert den Wissensstand von 1988. Es belegt

- ♦ die Dominanz des Detritus als Strukturkomponente im Pelagial
- ♦ die überragende Rolle der Bakterien innerhalb der Heterotrophen im C-Kreislauf
- ♦ hohe Beteiligung der Protozoen am Gesamtumsatz
- ♦ den relativ geringen Einfluß der Crustaceen auf den Gesamtprozeß im Sommer.

Die während der Vegetationsperiode 1986 (Juni/Juli) durchgeführten Freilandmesokosmosuntersuchungen ermöglichten eine Bilanzierung der Umsatzraten innerhalb des mikrobiellen Nahrungsgefüges über einen Zeitraum von 8 Wochen.

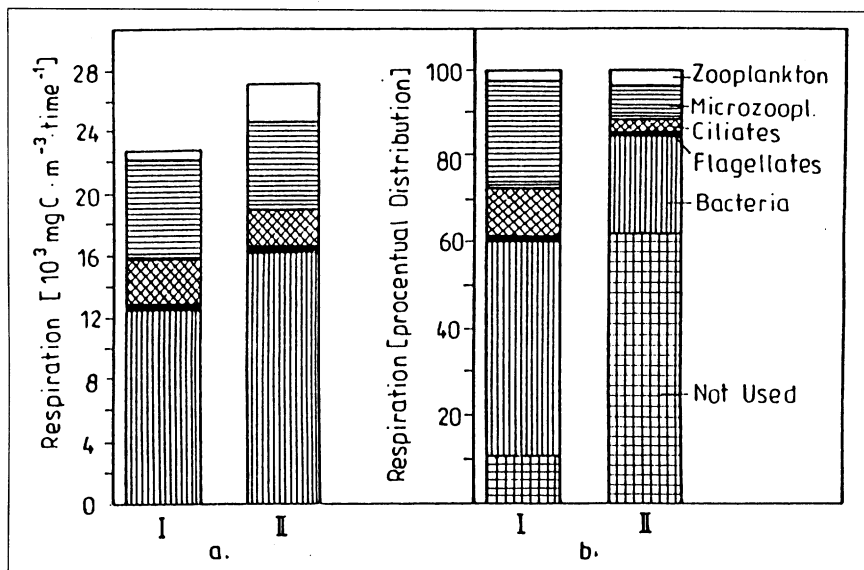


Abb. 5 Atmungsaktivität der planktischen Heterotrophen.

FLAK-Experiment Juni/Juli 1986.

a. Mittlere Respirationsraten der unterschiedlichen Gruppen während der 8-wöchigen Untersuchungsperiode im Kontroll-Enclosure (I) und im (N + P)-belasteten Enclosure (II).

b. Prozentuale Nutzung der Nettoprimärproduktion durch die beteiligten Heterotrophen.

Mikrozooplankton = Rotatorien; Zooplankton = Calaniden

Beachte: Nur 1/3 der im belasteten Enclosure produzierten Biomasse wird veratmet.

Die Ergebnisse zeigen (Abb. 5a), daß die Bakterien die Hauptverbraucher der autotrophen Produktion sind. Wird die autotrophe Produktion vorwiegend durch "regenerierte" Nährstoffe gestützt (Kontroll-Enclosure, Abb. 5b), so werden von den heterotrophen Organismen des mikrobiellen Nahrungsgefüge ca. 90 % genutzt. Bei einer kontinuierlichen Zufuhr "neuer" Nährstoffe beträgt der Anteil der Nutzung dagegen nur 38 %, gleichzeitig wird aber der Detritus stärker verbraucht. Damit wird unter diesen Bedingungen der größte Teil der autotrophen pelagischen Produktion zunächst im Ökosystem gespeichert, zum Teil als lebende Phytoplanktonbiomasse. Er füllt den Detrituspool zu einem Zeitpunkt auf, an dem die Zufuhr über das Makrophytobenthos gering ist.

Die experimentell induzierte massive Zunahme der Phytoplanktonproduktion und -biomasse hat einen erstaunlich geringen Einfluß auf die Biomasse der Heterotrophen (Tab. 5). Gering sind auch die Veränderungen in den relativen Anteilen der am Kohlenstoffumsatz beteiligten Organismengruppen. Die Ursachen dafür sind, wie später experimentell nachgewiesen wurde, enge Top-down

Verkopplungen innerhalb der Heterotrophen. Am stärksten sind Veränderungen noch beim Metazooplankton ausgeprägt. Da beim Metazooplankton aus methodischen Gründen die Grazer in unseren Ansätzen fehlen, ist hier eine Biomassenzunahme möglich.

Tabelle 5 Verwertung der Nettoprimärproduktion im Kontroll- und im (N + P)-belasteten Enclosure während des FLAK-Experiments 1986.
Umsatzraten in $\text{mg C} \cdot \text{m}^{-3} \cdot (8 \text{ Wochen})^{-1}$.

Organismengruppe	Kontroll-Enclosure	(N + P)-Enclosure
Nettoprimärproduktion (NPP)	25 537	71 262
Crustaceen	600	2 488
Rotatorien	6 460	5 696
Ciliaten	2 827	2 341
Flagellaten	289	520
Bakterien	12 580	16 036
Konsumierte NPP	22 757	27 082

Soweit aus der Literatur ersichtlich, differiert das von uns untersuchte Ökosystem erheblich von anderen marinen, ästuarinen und limnischen Ökosystemen (marin: z. B. DORTCH u. PACKARD 1989; HAGSTRÖM et al. 1988; ROMAN et al. 1988; WIKNER u. HAGSTRÖM 1988; TAYLOR u. JOINT 1990; limnisch und ästuarin: z.B. VADSTRÖM et al. 1989; SANDERS et al. 1989; BEAVER u. CRISMAN 1989; BLOEM u. BÄRGILISSEN 1989; WEISSE 1991, weitere Literatur dort). Eine der Ursachen dafür ist die Flachheit des Gewässers und die dadurch bedingte ständige Wechselwirkung zwischen Sediment und Pelagial. Typisch ist ein "Präsediment" (Rebound Particles), eine Sedimentauflage aus lebendem und totem Material, daß ständig zwischen einer sedimentierten und einer grobdispersen Verteilung hin und her pendelt.

Bedeutsam für das Verständnis des Ästuar-Ökosystems ist die Frage nach der SINK- und LINK-Funktion des mikrobiellen Nahrungsgefüges. Unsere 8-wöchigen Experimentaluntersuchungen mittels Freilandmesokosmen zeigen, daß nur ein geringer Anteil des Kohlenstoffs über das mikrobielle Nahrungsgefüge auf das Metazooplankton übertragen wird und damit zu den höheren trophischen Ebenen gelangt. Damit kommt dem mikrobiellen Nahrungsgefüge im untersuchten Ökosystem offensichtlich in erster Linie eine SINK-Funktion zu. Aufgrund der hohen Umsatzgeschwindigkeiten und -leistungen trägt damit das mikrobielle Nahrungsgefüge wesentlich zur Verminderung der anthropogenen Belastung bei. Sein schnelles Reaktionsvermögen dient der Stabilisierung der bestehenden Verhältnisse, puffert es aber auch gegen externe Nährstoffentlastungen ab (hohe interne Belastung).

Eine weitere Präzisierung unserer Vorstellungen über den Kohlenstoffkreislauf wurde in den letzten Jahren durch detailliertere Untersuchungen im Bereich des Phytoplanktons (Größenklassen-Klassifizierung; Pico-, Nanoplanktonidentifizierung), des Bakterien- Protozoenkomplexes sowie der Rotatorien erreicht. Die Tab. 6 repräsentiert den Erkenntnisstand von 1990 für die Pelagialprozesse im Zingster Strom. Dargestellt sind sowohl die Flußraten als auch die zugrunde liegenden Biomassen. Auf eine Verknüpfung der Prozesse untereinander wird verzichtet, da sich unsere Vorstellungen zur Regulation des C-Kreislaufes gegenwärtig im Umbruch befinden.

Tabelle 6 Mittelwerte ausgewählter struktureller und funktioneller Parameter des mikrobiellen Nahrungsgefüges. Mesokosmosuntersuchungen Juni 1990, Pelagialsystem des Zingster Stromes. Enclosure A = stickstofflimitiert; Enclosure B = lichtlimitiert. Detritus in % des Sestongehaltes.

	Biomasse (mg C · m ⁻³) Enclosure		Produktivität (mg C · m ⁻³ · d ⁻¹) Enclosure	
	A	B	A	B
Phytoplankton				
Gesamt	3 022	7 142	944	3 020
unter 3µm	406	3 317	1 036	418
Protozoen				
Gesamt	54	201	66	235
Flagellten	19	13	28	20
Dinoflagellten	6	8	7	9
Ciliaten	29	188	31	206
Metazooplankton				
Gesamt	40	12	1,5	1,4
Rotatorien	17	11	-	-
Copepoden	23	1	-	-
Seston	18 750	22 700	-	-
Detritus (%)	82	67	-	-

Die Tab. 6 stellt 2 Grenzsituationen im Pelagialökosystem gegenüber:

- ♦ Der Enclosure A repräsentiert eine hocheutrophe Pelagialbiozönose, die experimentell in eine verschärfte Stickstofflimitation gebracht wurde.
- ♦ Der Enclosure B repräsentiert eine Pelagialbiozönose, die experimentell durch zusätzliche (N + P)-Einträge bis zur Lichtlimitation des Phytoplanktons geführt wurde.

Der Vergleich dieser Grenzsituationen verdeutlicht:

- ♦ Unter N-Limitation steigt die Bedeutung des Picophytoplanktons für die Produktivität überdurchschnittlich stark an (Biomasseanteil 13,4 %; Produktivitätsanteil 44,3 %). Ursachen sind offenbar das bessere Nährstoffaufnahmevermögen des Picophytoplanktons aufgrund des günstigeren Oberflächen-/Volumenverhältnisses der Zelle und die durch hohen Fraßdruck im log-Phase-Wachstum gehaltenen Picophytoplanktonpopulationen.
- ♦ Daß trotz der absolut erheblich gesteigerten Phytoplanktonproduktivität im lichtlimitierten Enclosure B annähernd gleiche Biomassen in beiden Enclosures vorliegen. Ursache ist die sehr effektive Top-down-Kontrolle (s. oben) der Bakterien durch heterotrophe Nanoflagellaten und Ciliaten. Der starke, auf die heterotrophe Nanoflagellaten gerichtete Grazingdruck der Ciliaten verhindert gleichzeitig die weitere Verringerung der Bakterienbiomasse. Spätere Untersuchungen in Labormikrokosmen haben zur weiteren Stützung dieser Ansicht beigetragen. Sie belegen ferner:
- ♦ Die überragende Rolle der Ciliaten unter den Bedingungen eines hoch eutrophen, nicht nährstofflimitierten Pelagialsystems im Sommer. Unter Stickstofflimitation (Enclosure A) konnten dagegen keine eindeutigen Unterschiede in der Produktivität der heterotrophen Nanoflagellaten und der Ciliaten nachgewiesen werden.
- ♦ Die eingeschränkte Rolle des Metazooplanktons im C-Kreislauf.
- ♦ Die außergewöhnlich große Bedeutung des Detritus als Speicherkomponente im Pelagialökosystem. Selbst unter den für das Phytoplankton günstigen Nährstoffbedingungen im Enclosure B belief sich der Detritusanteil noch auf 67 % des Gesamtsestons.

Die Untersuchungen in Experimentalmesokosmen repräsentieren durchaus Verhältnisse, die zu verschiedenen Zeitpunkten des Jahres in den Boddensystemen vorkommen. Das belegen die in Abb. 6 dargestellten Ergebnisse.

Phytoplankton unterteilt in Cyanobakterien (Cy), Chlorophyten (CH) und Diatomeen (Di). Heterotrophe Organismen unterteilt in Bakterien (B), Ciliaten (C), Rotatorien (R) und Copepoden (CO). Angaben in $\mu\text{g C} \cdot \text{l}^{-1}$. Datumsangaben: Probennahmetermine.

Sie geben repräsentative Ausschnitte des Verteilungsmusters der autotrophen und heterotrophen Biomasse der Hauptkomponenten des Pelagials für die Monate August, November und März im Zingster Strom wieder. Hervorzuheben sind im Untersuchungsjahr 1988 die Dominanz der Cyanobakterien bei den autotrophen und die der Bakterien bei den heterotrophen Organismen. Die Cyanobakteriendominanz resultiert aus der exakten Einbeziehung des Picophytoplanktons in die Phytoplanktonbiomasse mittels der differenzierenden Fluoreszenzmethode.

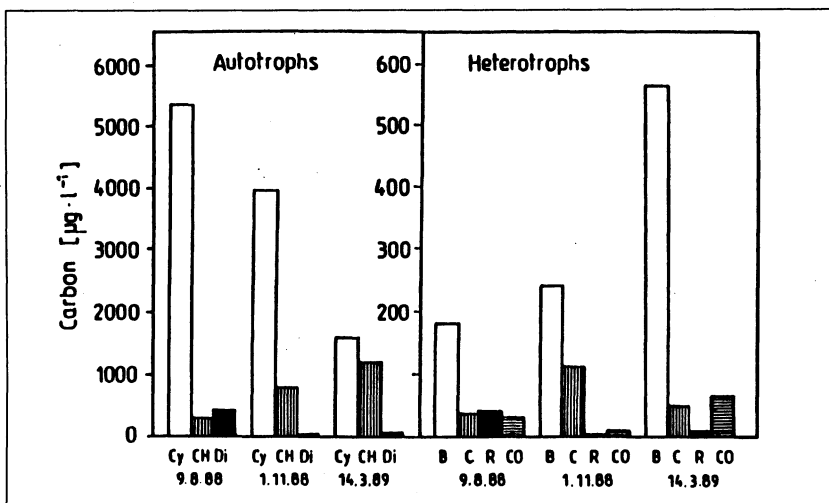


Abb. 6 Jahreszeitliche Verteilung der autotrophen und heterotrophen Biomassen im Zingster Strom (n. SCHIEWER et al. 1991).

Zusammenfassung

Die Erkenntnisse über den Kohlenstoffkreislauf im Pelagial, Benthos und im Sediment werden zusammengefaßt. Das Phytoplankton ist der dominierende Primär-, das Bakterioplankton der bedeutendste Sekundärproduzent in der DZBK. Der Kohlenstoffkreislauf wird vor allem durch das mikrobielle Nahrungsgefüge getrieben. Weiterführende Experimentaluntersuchungen im Pelagial haben die große Bedeutung der Bakterien unter den Heterotrophen bestätigt. Sie bewiesen gleichzeitig die wichtige Rolle der Protozoen für den Gesamtumsatz und die Funktion des Detritus als Pufferkomponente des Ökosystems. Das mikrobielle Nahrungsgefüge übt vor allem eine Sink-Funktion aus. Erste Untersuchungen befassen sich mit den anaeroben Prozessen im Sediment.

Literatur

- ARLT, G.: Taxonomische und ökologische Untersuchungen am Meiozoobenthos von Brackwassergewässern. - Diss. B, Univ. Rostock, 1984
- ARNDT, E. A.: Forschungsbericht "Komplexe Ökosystemanalyse der Darß-Zingster Boddenkette". - Univ. Rostock, 1987
- AZAM, F., T. FENCHEL, J. G. FIELD, G. S. GRAY, L. A. MEYER-REIL and F. THINGSTAD: The ecological role of the water-column microbes in the sea. - Mar. Ecol. Prog. Ser. 10, 1983, - S. 257 - 263
- BEAVER, J. R. and T. L. CRISMAN: The role of ciliated protozoa in pelagic freshwater ecosystems. - Microb. Ecol. 17, 1989, - S. 111 - 136

- BEHRENS, J.: Soziologische und produktionsbiologische Untersuchungen an submersen Pflanzengesellschaften der Darß-Zingster Boddengewässer. - Diss. A, Univ. Rostock, 1982
- BLOEM, J. and M. J. B. BÄR-GILISSEN: Bacterial activity and protozoan grazing potential in a stratified lake. - *Limnol. Oceanogr.* 34, 1989, - S. 279 - 309
- DORTCH, Q. and T. T. PACKARD: Differences in biomass structure between oligotrophic and eutrophic marine ecosystems. - *Deep-Sea Research* 36, 1989, - S. 223 - 240
- HAGSTRÖM, A., F. AZAM, A. ANDERSEN, J. WIKNER and F. RASSOULZADEGAN: Microbial loop in an oligotrophic pelagic marine ecosystem: possible roles of cyanobacteria and nanoflagellates in the organic fluxes. - *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 49, 1988, - S. 171 - 178
- HEERKLOSS, R. and W. SCHNESE: Vertiefung der Kenntnisse über den Stoffkreislauf und Energiefluß in Küstengewässern. - Forschungsbericht A3, Univ. Rostock, 1985
- HELLWIG, J.: Produktionsbiologische Untersuchungen am Phytoplankton des Barther Boddens mit Hilfe der ^{14}C -Methode. - Diss. A., Univ. Rostock, 1976
- JAHNKE, R. A., S. R. EMERSON and J. W. MURRAY: A model of oxygen reduction, denitrification, and organic matter mineralization in marine sediments. - *Limnol. Oceanogr.* 27, 1982, - S. 610 - 623
- JOST, G.: Zur Struktur und Funktion der Bakterien im Pelagial eines flachen eutrophen Ostsee-Ästuars. - Diss. A, Univ. Rostock, 1983
- LINDNER, A.: Soziologisch-ökologische Untersuchungen an der submersen Vegetation in der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst. - Diss. A, Univ. Rostock, 1972
- ODUM, E. P.: Grundlagen der Ökologie. 2. Aufl. - G.-Thieme-Verlag Stuttgart, New York, 1983, - S. 509 - 510
- RIPL, W.: Entwicklung von Verfahren zur Steuerung von Trophieverhältnissen und Nahrungsketten in einem Gewässer aus dem Einzugsgebiet. Bericht über Forschungsvorhaben: Restaurierung der Schlei. Kiel, Landesamt f. Wasserhaushalt und Küste Schleswig-Holstein, 1986
- ROMAN, M. R., H. W. DUCKLOW, J. A. FUHRMAN, C. GARSIDE, P. M. GLIBERT, T. C. MALONE and G. B. McMANUS: Production, consumption and nutrient cycling in a laboratory mesocosm. - *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 42, 1988, - S. 39 - 52
- SANDERS, R. W., K. G. PORTER, S. J. BENNETT and A. E. DEBIASE: Seasonal patterns of bacterivory by flagellates, ciliates, rotifers and cladocerans in a freshwater planktonic community. - *Limnol. Oceanogr.* 34, 1989, - S. 673 - 687
- SCHARF, E.-M.: Die Bedeutung benthischer heterotropher Protozoen (Ciliaten) im Stoffkreislauf und Energiefluß eines mesohalinen Brackgewässers (Barther Bodden). - Diss. A, Univ. Rostock, 1979
- SCHIEWER, U.: Analyse und Bewertung des im Fünfjahrplanzeitraum 1981/85 erreichten Kenntnisstandes und seiner volkswirtschaftlichen Verwertbarkeit auf der Grundlage der erbrachten Teilleistungen. - Forschungsbericht A4, Univ. Rostock, 1985
- SCHIEWER, U., H. ARNDT, G. BAADER, G. BALLIN, R. BÖRNER, F.-K. EVERT, F. GEORGI, R. HEERKLOSS, G. JOST, V. KELL, B. KRÜGER and T. WALTER: The bounds and potential effects of NH_4 (loading) on the pelagic system of a Baltic estuary. - *Limnologia (Berl.)* 17, 1986, - S. 7 - 28
- TAYLOR, A. H., A. JOINT: A steady-state analysis of the 'microbial loop' in stratified systems. - *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 59, 1990, - S. 1 - 17
- TEUBNER, J.: Quantitative und qualitative Erfassung submerser Makrophyten 1986/87 - Luftbildanalyse. - Dipl.-Arbeit, Sektion Biologie, Univ. Rostock, 1989
- VADSTEIN, O., B. O. HARKJERR, A. JENSEN, Y. OLSEN and H. REINERTSEN: Cycling of organic carbon in the photic zone of an eutrophic lake with special reference to the heterotrophic bacteria. - *Limnol. Oceanogr.* 34, 1989, - S. 840 - 855
- VIETINGHOFF, U.: Die mathematische Modellierung des Ökosystems Barther Bodden als Beitrag zur Systemanalyse der Boddenkette West. - Diss. B, Univ. Rostock, 1982
- VIETINGHOFF, U.: Mathematical modelling of the ecosystem Barther Bodden. - *Limnologia (Berlin)* 15, 1984, - S. 253 - 262
- YAP, M.H.T.: Aspects of benthic energy dynamics in a shallow-water Baltic ecosystem. - Diss. A, Univ. Rostock 1987

- WASMUND, N.: Produktionsbiologisch-ökologische Untersuchungen am Mikrophytobenthos der Darß-Zingster Boddengewässer. - Diss. A, Univ. Rostock, 1983
- WEISSE, Th.: The microbial food web and its sensitivity to eutrophication and contaminant enrichment: a cross-system overview.-Int. Rev. ges. Hydrobiol. 76, 1991,- S. 327 - 337
- WIKNER, J. and A. HAGSTRÖM: Evidence for a tightly coupled nanoplanktonic predatorprey link regulating the bacterivores in the marine environment. - Mar. Ecol. Prog. Ser. 50, 1988, - S.137 - 145

Verfasser

Prof.Dr. Ulrich Schiewer
Universität Rostock
FB Biologie
18051 Rostock

Ulrich Schiewer; Günter Schlunbaum; Reinhard Heerkloss

Nährstoffkreisläufe in den Darß-Zingster Boddengewässern¹

Abstracts

A survey is given about external and internal loadings with nitrogen and phosphorous for the shallow eutrophicated estuary south of the Darss-Zingst peninsula. It is stressed that internal pelagic remineralisation is the main source of nutrients.

1 Einführung

Die wichtigsten Nährstoffe in der DZBK² sind Stickstoff und Phosphor, eine mehr untergeordnete Rolle spielt Silicium. Der wichtigste limitierende Nährstoff ist Stickstoff. Das steht in Übereinstimmung mit anderen Befunden in der Ostsee (GERLACH 1990; GRANELL et al. 1988) und in Ästuarsystemen (THAYER 1974, D'ELIA et al. 1986).

Die Nährstoffversorgung der DZBK wird durch eine Reihe von Faktoren kontrolliert:

extern

- ♦ Zufuhr durch die direkten und indirekten Einträge aus dem Einzugsgebiet
- ♦ Atmosphärische Einträge
- ♦ Austauschprozesse zwischen Bodden und Ostsee

intern

- ♦ Zirkulationsprozesse innerhalb des Boddensystems
- ♦ Durchmischungsvorgänge Sediment-Pelagial in den Einzelbodden
- ♦ Sorptions - und Desorptionsprozesse an Sedimenten und Detrituspartikeln
- ♦ Chemische Umsatzprozesse
- ♦ Biologische Produktion und Stoffwechsel, incl. Stoffwechsel der Mikroorganismen.

¹ Das diesem Bericht zugrundeliegende Vorhaben wurde teilweise mit Mitteln des Bundesministeriums für Forschung und Technologie unter dem Förderkennzeichen 03F0048A gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

² DZBK = Darß-Zingster Boddenkette

In vereinfachter Form dargestellt (ZEITZSCHEL 1980) prägt eine Folge aus 4 Prozessen den Nährstoffumsatz in Küstengewässern:

- Phytoplanktonblüten
- Sedimentation dieser Blüten direkt oder über Pellets der Herbivoren
- Abbau des organischen Materials, vorwiegend in der Sediment/Wasser-Kontaktzone
- Freisetzung der Nährstoffe aus dem Sediment und Eintrag in die euphotische Zone über turbulente Durchmischung.

2 Stickstoff

Stickstoff kommt in 4 Hauptformen vor: NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- und als gelöste organische Verbindungen (Harnstoff, Aminosäuren, Oligopeptide). Von untergeordneter Bedeutung ist Harnstoff und N_2 . Anorganischer Stickstoff gelangt über den Oberflächen- und Grundwasserabfluß, über die Atmosphäre, den diffusen Abtrag, aus den Sedimenten, aus der Ostsee und über die N_2 -Fixierung in die Boddenkette. Durch die anthropogenen Belastungen (Düngung, Abwasser-einleitung und Industrieabfälle) ist in den letzten Jahren das Boddensystem überlastet worden. Die mit dem Stickstoffumsatz verbundenen Hauptprozesse sind die Eiweißsynthese bei Pflanzen und Tieren, die Nitrifikation, die Denitrifikation, die Ammonifikation und die N_2 -Fixierung. Die N_2 -Fixierung spielt, seitdem nahezu immer Ammonium- und/oder Nitratstickstoff vorliegt, keine nennenswerte Rolle mehr.

Während der Vegetationsperiode kommt aufgrund des hohen Eutrophierungsgrades der DZBK der Remineralisierung innerhalb des Nahrungsgefüges eine besondere Bedeutung für den Stickstoffkreislauf zu. Dabei ist zweifellos die aerobe Mineralisierung im Pelagial und in der mit Sauerstoff durchsetzten oberen Sedimentschicht der dominierende Prozeß. In den anaeroben Sedimentschichten überwiegen dann die Prozesse der Ammonifikation und der Denitrifikation. Sie führen zur Freisetzung von NH_4^- Stickstoff bzw. von N_2 . Ammoniumstickstoff wird aber im Pelagial nur ausnahmsweise angereichert und in der Regel über die Nitrifikation zum Nitrat umgewandelt. Die anaerobe Remineralisierung ist nach dem Verbrauch von Nitrat (Denitrifikation) an Sulfatreduktionsprozesse und dann an Gärungsprozesse gebunden.

Da NH_4 unter anaeroben Bedingungen stabil ist, reichert es sich im anaeroben Interstitialwasser an. Die potentiellen Ammoniumfluxraten durch die Sediment/Wasser-Kontaktzone betragen 87 bis $308 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. Das liegt im Bereich von Werten, die auch in anderen Ästuaren gemessen wurden ($20 - 300 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2}$ (BOYNTON et al 1980; NIXON 1982)). Unter aeroben Bedingungen kann NH_4 durch nitrifizierende Bakterien in NO_3 umgewandelt werden. Während der Vegetationsperiode wird dagegen der überwiegende Teil des NH_4 durch autotrophe Pflanzen und Mikroorganismen sowie durch heterotrophe Bakterien aufgenommen. Die Einarbeitung von nichtabgebauten sedimentierten Algen, Makrophytenteilen, Detritus und anderen N-haltigen

Materialien ins Sediment schafft eine erhebliche Reserve für die Benthosproduktivität. Begrenzend für deren Abbau ist neben dem Sauerstoffmangel im Sediment das ungünstige C/N-Verhältnis der partikulären Substanz.

Hauptverlustprozesse für Stickstoff sind die Denitrifikation und der Austausch mit der Luft über NH_3 (maximal 1 % des N-Eintrages). Letzteres spielt vor allem bei hohen pH-Werten und Wassertemperaturen sowie turbulenter Wasseroberfläche eine Rolle. Wesentlicher ist jedoch der Verlust durch Denitrifizierung (NAUSCH et al. 1991). Im Frühjahr kommt es nach einem Temperaturanstieg über 6°C (April/Mai) zu einem starken Erhöhung der Denitrifikationsrate. Sie wird ab Ende April/Anfang Mai durch den Verbrauch des verfügbaren NO_3 begrenzt, ist aber grundsätzlich abhängig von der Nitratsnachlieferung in den anaeroben Reaktionsraum der Sedimentoberflächenschicht. Denitrifikationsleistungen in Detrituswolken des Pelagials sind für das Flachwassersystem weniger bedeutungsvoll. Von diesem Zeitpunkt an bis Anfang Juli begrenzt Stickstoff die Produktion des Phytoplanktons. Mit einer mittleren Denitrifikationsrate von $40 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ und einem Gesamtverlust von $5 \text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ macht der Gesamtverlust über die Denitrifikation 30 - 35 % des externen Stickstoffeintrages aus, wobei jahreszeitliche Differenzierungen auftreten. Bei höheren Nitratangeboten erreichen die Verluste über die Denitrifikation durchaus auch Werte über 40 % der Gesamtbelastung. SEITZINGER et al. (1980) geben z. B. für die Narragansett Bay-Sedimente einen Verlust von 50 % des über Flüsse und Abwassers eingetragenen Stickstoffs an (das entspricht 35 % des im Sediment remineralisierten organischen Stickstoffs).

3 Phosphor

Phosphor gelangt als anorganisches Phosphat über Flüsse, diffusen Eintrag und über den Niederschlag in das Boddensystem. Hauptquellen sind die Landwirtschaft, das Abwasser und in abnehmender Menge Waschmittelposphate. Das lösliche reaktive Phosphat (SRP) liegt fast durchweg im Boddenökosystem an der Nähe der Nachweisgrenze. Das resultiert vor allem aus dem guten Sorptionsvermögen der Boddensedimente. Im Ergebnis der Sorptions-/Desorptionsprozesse stellt sich eine Gleichgewichtskonzentration von 0,5 bis $1,0 \mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$ ein. Niedrigere oder höhere Konzentrationen treten in der Regel bei fehlenden Wechselwirkungen am Sediment/Wasser-Kontaktbereich auf. Schlackige Sedimente zeigen aufgrund ihrer Gehalte an organischen Substanzen Sorptionskapazitäten bis zu $2 \text{mg P} \cdot \text{g TM}^{-1}$ (SCHLUNGBAUM 1982). Daneben sind es die hohen Aufnahmekapazitäten der Algen, der Cyanobakterien und der Bakterien in der Vegetationsperiode, die den SRP-Gehalt³ erniedrigen. Offensichtlich steht das Phosphat im Sediment über chemische Prozesse, die über die Sauerstoffkonzentration vermittelt werden (TESSENOW 1979), im Gleichgewicht mit dem SRP in der darüberliegenden Wassersäule. Die Fluxraten in der Sediment/Wasser-Kontaktzone liegen um $22 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. In anderen Ästuaren wurden

³ SRP = "soluble reactive phosphate"

Fluxraten von $O - 43 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ gemessen (BOYNTON et al. 1980; NIXON et al. 1980; FISHER et al. 1982; HOPKINSON und WETZEL 1982). Diese Fluxraten sichern die kontinuierliche Phosphorversorgung. Probleme ergeben sich in der DZBK erst im Juli/August. Dann wird offensichtlich die SRP-Nachlieferung zum begrenzenden Schritt für die Erhöhung der Phytoplanktonbiomasse. Makrophyten haben diese Probleme nicht, da sie stets die erforderlichen Phosphatmengen dem Sediment direkt entziehen können.

Die Anteile der verschiedenen Prozesse an der Phosphorversorgung des Bodensystems scheinen im Jahresverlauf unterschiedlichen Charakter zu haben. Vom Land eingetragene Phosphatkonzentrationen sedimentieren über das Sorptionsgleichgewicht in Abhängigkeit von der Intensität der Wasser-Sediment Wechselwirkungen in den Mündungsbereichen der Zuflüsse. Verbleibende Restkonzentrationen werden in das Boddeninnere transportiert. Im Sommer werden diese Konzentrationen durch Prozesse der Freisetzung aus dem Pelagial-Präsediment-Komplex (bei Aufwirbelung auch aus darunter liegenden Sedimentschichten) überprägt. In den Wintermonaten spielen trotz niedriger Temperatur die Remineralisierungsprozesse im Sediment eine Hauptrolle.

Der Phosphorkreislauf im Boddensystem ist in seiner Komplexität anders gestaltet als der des Stickstoffs. Einer der Gründe ist, daß das Phosphat immer in der Oxydationsstufe + 5 vorliegt und somit selbst keinen Redoxprozessen unterliegt. Daneben kommen organisch gebundene Fraktionen vor, die nach Hydrolyse ebenfalls gut verwertbar sind (BACHER 1990). Außerdem gibt es im Phosphorkreislauf verschiedenartige partikuläre Phosphorverbindungen. Neben den Sorptionsprozessen sind die Aufnahmen durch autotrophe Organismen und Bakterien die Hauptverbrauchsprozesse. Die Freisetzung erfolgt einerseits durch nichtbiologische Reaktionen, wobei die Desorption, das Redoxpotential, der pH-Wert, der Wassergehalt, die physikalische Durchmischung und die Bioturbation eine wichtige Kontrollfunktion innehaben. Andererseits sind während der Vegetationsperiode kurzgeschlossene Kreisläufe innerhalb des mikrobiellen Nahrungsgefüges für einen schnellen SRP-Umsatz verantwortlich. Hauptlieferanten sind Algen und Bakterien. Abgegeben werden neben SRP auch organisch gelöste Phosphorverbindungen und detritusgebundenes Phosphor.

4 Freiland- und Laborexperimente

Über Labor- und Freilandexperimente wurde in den letzten Jahren versucht, einen verbesserten Einblick in die biologisch bedingten Stickstoff- und Phosphorkreisläufe der DZBK zu erhalten. In keinem Fall konnten Bedingungen geschaffen werden (selbst bei extremer Limitation nicht), die zu einer merklichen Verbesserung durch eine beschleunigte Nachlieferung des fehlenden Nährstoffs aus dem Sediment geführt hätten. Offensichtlich sind die Freisetzungsraten im Sediment ratenlimitiert, wobei bestenfalls bei Fortbestehen einer oxidierten Sedimentoberfläche eine Temperaturerhöhung zu einer Erhöhung der Freisetzungsraten führen kann. Mittels Pelagialmesokosmen konnte gezeigt werden, daß

unter Sommerbedingungen auf der Basis "regenerierter" Nährstoffe im Zingster Strom eine Phytoplanktonbiomasse von $3\,000\ \mu\text{g C} \cdot \text{m}^{-3}$ aufgebaut und für mindestens 1 1/2 Monate stabilisiert werden kann. Unter diesen Bedingungen wurden ca. 90% der autotrophen Produktion des Pelagials veratmet. Diese Respirationsleistung entspricht etwa den Werten, wie sie von POMEROY und WIEGERT 1982, JOHANNES 1964 in Salzmarschen und Küstengewässern gefunden wurden. Für andere Küstengewässer werden in der Regel 50% angegeben. Die DZBK weicht also auch in dieser Beziehung deutlich von anderen Ästuarsystemen ab.

Anhand unserer Ergebnisse in Mesokosmen und Freiwasser haben wir erste Berechnungen der Remineralisierungsraten für N und P durch das mikrobielle Nahrungsgefüge vorgenommen. Berücksichtigt wurden dabei als Remineralisierer die heterotrophen Nanoflagellaten, die Ciliaten und das Metazooplankton. Als Nährstoffquellen sind vor allem das Phytoplankton, die Bakterien (die zeitweise Nährstoffkonkurrenten des Phytoplanktons sein können) und der Detritus anzusehen. Die Umrechnungen wurden durch Berücksichtigung der P/B- und Respirations/Biomasse-Relationen sowie der Biomasse der Einzelkomponenten durchgeführt. Alle Angaben sind auf eine Wassersäule mit einer Tiefe von 2 m bezogen. Die Abb. 1 und 2 geben die Remineralisierungsraten in Mesokosmen-Pelagialsystemen für N und P an. Gegenübergestellt werden unter Sommerbedingungen N-Limitation (A) und Lichtlimitation (B). Die Gesamtleistungen sind mit ca. $400 - 2\,000\ \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ Phosphor bzw. ca. $10\,000 - 66\,000\ \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ Stickstoff beträchtlich.

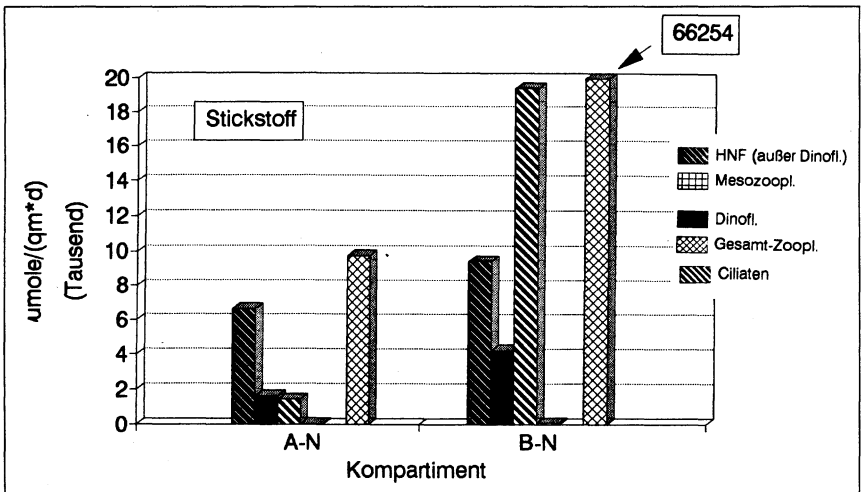


Abb. 1 Stickstoffremineralisierung in Mesokosmen Leistungen des mikrobiellen Nahrungsgefüges. Vergleich zweier Grenzsituationen A-N = Stickstofflimitation, B-N = Lichtlimitation. Berechnung der Werte unter Berücksichtigung der Produktion/Biomasse- und Respiration/Biomasserelationen sowie der Biomassen. Alle Angaben bezogen auf eine 2 m Wassersäule.

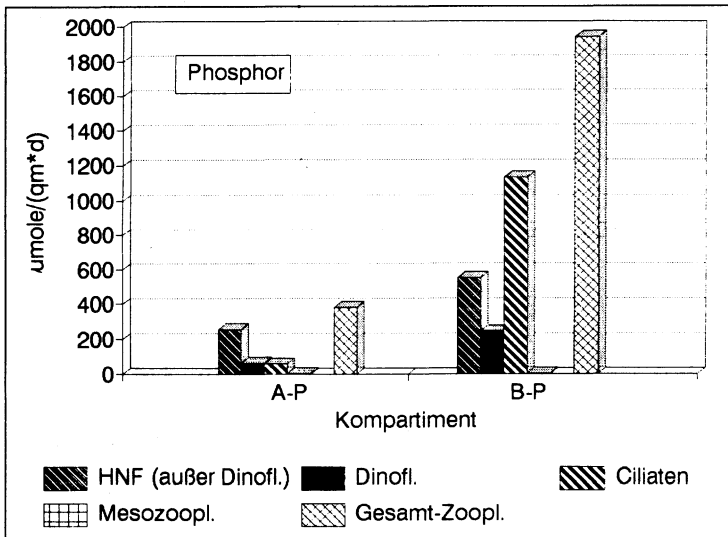


Abb. 2 Phosphorremineralisierung in Mesokosmen. Weitere Angaben vgl. Abb. 1

Eine temperatur- und biomassekorrigierte Jahreskalkulation der Remineralisierungsraten der phagotrophen planktischen Konsumenten für das Freiwasser des Zingster Stromes ist in Abb. 3 dargestellt. Der Berechnung liegen Biomassen der phagotrophen planktischen Konsumenten zugrunde (Abb. 4). Die Ergebnisse zeigen, daß in den Sommermonaten mit ca. $1000 - 3400 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ Phosphor und $18000 - 40000 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ Stickstoff hohe Remineralisierungswerte erreicht werden. Sie sind weitgehend für die Stabilisierung der hohen Phytoplanktonbiomassen im Zingster Strom verantwortlich. Eine Gegenüberstellung von externen Einträgen (im Mittel $25 - 200 \mu\text{mol N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$; $160 \mu\text{mol P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$), Remineralisierung im Sediment nach PETZOLDT 1986 (im Mittel $4250 \mu\text{mol N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$; $520 \mu\text{mol P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$) und der Remineralisierung im Pelagial (siehe oben) verdeutlicht :

- ♦ Der externe Eintrag (externe Belastung) ist wesentlich geringer als die durch Remineralisierung zur Verfügung gestellten N- und P- Anteile (interne Belastung). Er deckt aber die Verlustprozesse in der DZBK und bestimmt die Höhe der "neuen" Produktion der autotrophen Organismen.
- ♦ Die aerobe Remineralisierung im Pelagial liefert in der Vegetationsperiode die Hauptmengen der Nährstoffe.
- ♦ Die Verringerungen der externen Belastungen können erst mittel- oder sogar langfristig zu deutlichen Veränderungen in den Nährstoffkreisläufen und im C-Kreislauf führen.

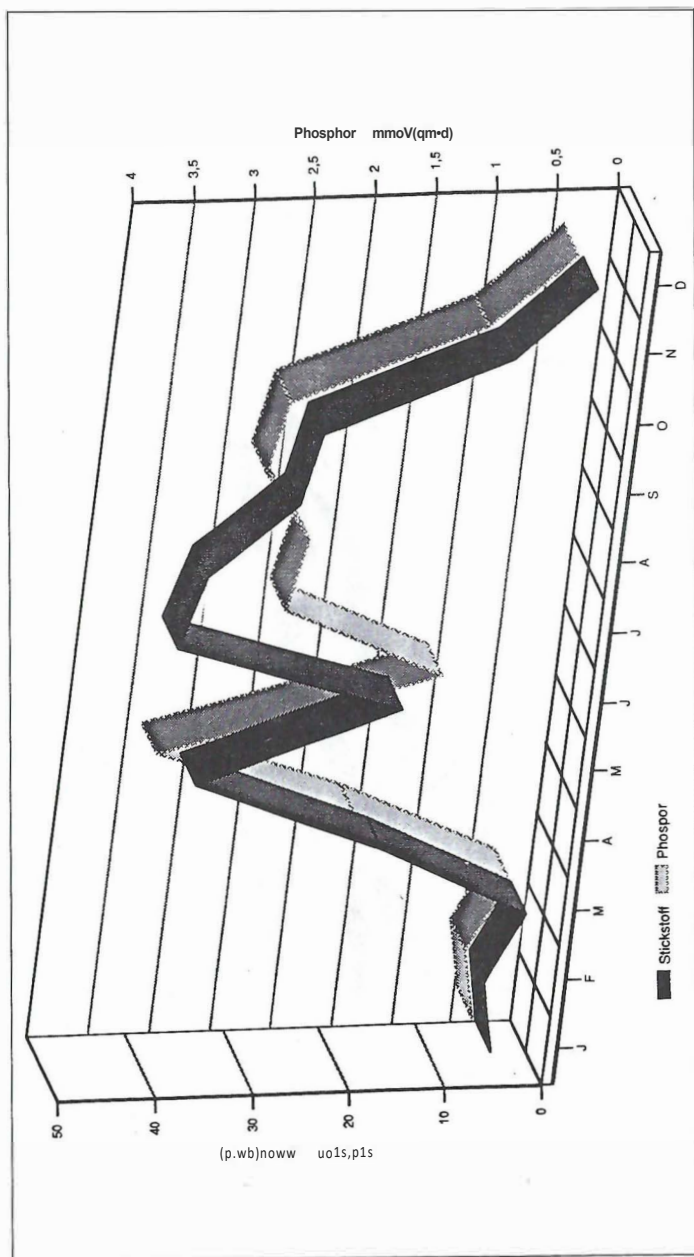


Abb. 3 Remineralisationsraten im Freiwasser. Berechnung der Remineralisierung durch phagotrophische planktische Konsumenten aus der Respiration. C : N : P-Verhältnisse der konsumierten Phytoplankter und Bakterien abweichend vom REDFIELD-Verhältnis (106:16:1) wie folgt aufgrund der Nährstoffversorgung angenommen: Stickstoff für Jan. - Mai und Okt. - Dez. verdoppelt, Phosphor für Jan. - Mai und Okt. - Dez. versechsfacht, für Juni - Aug. verdoppelt. Abschätzung der Remineralisation aus der Respiration, berechnet aus den Monatsmitteln der Biomassen (vgl. Abb. 4), der Temperaturabhängigkeit von P/B-Werten nach der RGT-Regel und unter Verwendung einer Nettoproduktionsfektivität von $P/A = 0,4$; Wassertiefe 2m. Tages-P/B-Werte bei 20 ° C: heterotrophe Nanoflagellaten (HNF) $1 - 3 \mu\text{m} = 8,7$; HNF $5 - 3 \mu\text{m} = 5,5$; HNF $5 - 10 \mu\text{m} = 3,6$; Ciliaten $= 3,0$; Rotatorien $= 0,42$; Calaniden $= 0,32$; Polychaeten-Larven $= 0,32$, P/B-Werte für Protozoen nach FENCHEL (1987), um 30% reduziert, für Metazooplankton nach ARNDT (1985).

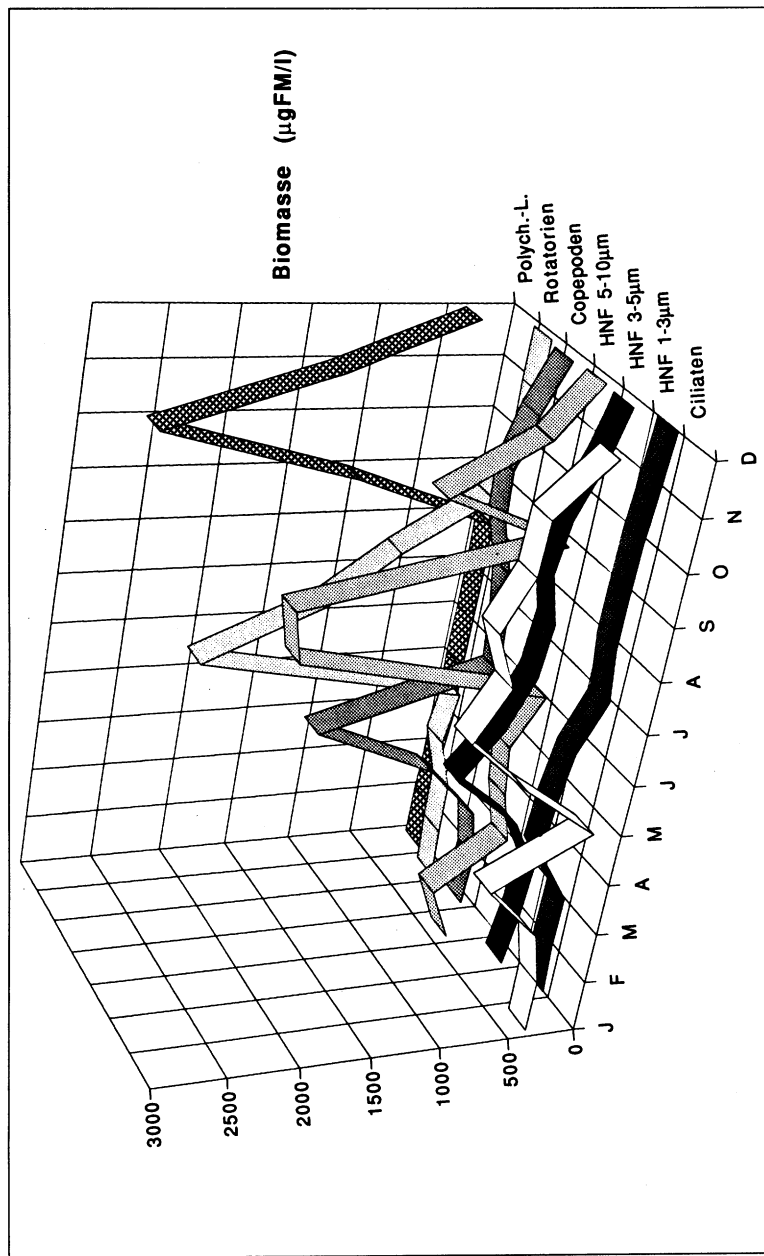


Abb. 4

Biomasse der phagotrophen Konsumenten: Heterotrophe Nanoflagellaten (1991/92) 1 - 10 μm (nach WÜNSCH 1992), Ciliaten (1985, 1986, 1988) (nach ARNDT 1991), Metazooplankton (1985 - 1993) (nach HEERKLOSS & SCHNESE in diesem Heft)

Zusammenfassung

Die Ein- und Austräge sowie interne Zirkulationsprozesse von Stickstoff und Phosphor im flachen, eutrophierten Ästuarsystem südlich der Halbinsel Darß-Zingst (südliche Ostsee) werden in einem Übersichtsreferat dargestellt und diskutiert. Es wird herausgestellt, daß interne Remineralisierungsprozesse im Pelagial die Hauptmenge an Nährstoffen liefern. Pro Quadratmeter werden täglich bis zu 3400 μmol Phosphor und 40000 μmol Stickstoff auf diesem Wege recirkuliert. Die externen Einträge sind demgegenüber gering.

Literatur

- ARNDT, H. (1985). Untersuchung zu Populationsökologie der Zooplankter eines inneren Küstengewässers. Diss. A, Univ. Rostock.
- ARNDT, H. (1991). On the Importance of planctonic Protozoans in the Eutrophication Process of the Baltic Sea. *Inf. Revue ges. Hydrobiol.* 76. 387-396.
- BACHER, B. (1990). Untersuchungen zur Bioverfügbarkeit gelöster Phosphatfraktionen in Oberflächengewässern. Diss. A, Univ. Rostock.
- BOYNTON, W. R., W. N. KEMP and C. G. OSBORN (1980). Nutrient fluxes across the sediment water interface in a turbid zone of a coastal plain estuary. In: *Estuarine perspectives* (V. S. KENNEDY, Ed.). Acad. Press, New York, pp. 93-109.
- D'ELIA, C. F., J. G. SANDERS and W. R. BOYNTON (1986). Nutrient enrichment studies in a coastal plain estuary: phytoplankton growth in large-scale continuous cultures. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43, 397-406.
- FENCHEL, T. (1987). *Ecology of Protozoa*. Berlin: Springer-Verl., 197 S.
- FISHER, T. R., P. R. CARLSON and R. T. BARBER (1982). Sediment nutrient regeneration in three North Carolina estuaries. *Estuarine Coastal Shelf Sci.* 14, 101.
- GERLACH, S. A. (1990). Stickstoff, Phosphor, Plankton und Sauerstoffmangel in der Deutschen Bucht und der Kieler Bucht. Abschlußbericht über das Teilvorhaben 9 "Koordinantion" im Rahmen des Projektes "Eutrophierung der Nord- und Ostsee". XXVI/382 S. Berlin, Bielefeld, München: Erich Schmidt Verl.
- GRANELI, E., S. SCHULZ, U. SCHIEWER, D. GEDZIOROWSKA, W. KAISER and M. PLINSKI (1988). Is the same nutrient limiting potential phytoplankton biomass formation in different coastal areas of the Southern Baltic? *Kieler Meeresforsch., Sonderh.* 6, 1991-202.
- HOPKINSON, C. S. and R. L. WETZEL (1982). In situ measurements of nutrient and oxygen fluxes in a coastal marine benthic community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 10, 29.
- JOHANNES, R. E. (1964). Uptake and release of dissolved organic phosphorus by representatives of a coastal ecosystem. *Limnol. Oceanograph.* 9, 224-234.
- NAUSCH, G., G. SCHLUNGBAUM and H. PETZOLD (1991). Investigations about the potential nitrification and denitrification capacity in inner coastal waters of the Southern Baltic Sea. *Kieler Meeresforsch., Sonderh.* 8, 29-33.
- NIXON, S. W. (1981). Remineralization and nutrient cycling in coastal marine ecosystem. In: *Estuaries and nutrients* (NEILSON, P. Y. and L. E. CRONIN Eds.); Humana, New Jersey, pp. 111-138.
- NIXON, S. W., J. R. KELLY, D. N. FURNAS, C. A. OVIATT and S. S. HALE (1980). Phosphorus regeneration and the metabolism of coastal marine bottom communities. In: *Marine benthic dynamics* (TENORE, K. R. and D. C. COULL, Eds.) Univ. South Carolina Press, Columbia, p. 290.
- PETZOLDT, H. (1986). Stickstofftransformation an der Sediment-Wasser-Kontaktzone eutropher Flachgewässer unter besonderer Berücksichtigung der Denitrifikation. Diss. A, Univ. Rostock.

- POMEROY, L. R., and R. G. WIEGERT (1981). The ecology of a salt marsh. Springer Verl., New York, 271 pp.
- PRENA, A. (1990). Zur Bedeutung heterotropher Protozoen im Nahrungsgefüge des Zingster Stromes (Darß-Zingster Boddenkette). Diss. A, Univ. Rostock.
- SCHLUNGBAUM, G. (1982). Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. XI. Phosphatsorptionsgleichgewichte zwischen Sediment und Wasser in flachen eutrophen Küstengewässern. - Acta hydrochim. hydrobiol. 5, 125 - 134.
- SEITZINGER, S.; S. NIXON, M. E. Q. PILSON and S. BURKE (1980). Denitrification and N_2O production in near-shore marine sediments. Geochim. Cosmochim. Acta 44, 1853 - 1860.
- TESSENOW, U. (1979). Die Wechselwirkungen zwischen Sediment und Wasser in ihrer Bedeutung für den Nährstoffhaushalt von Seen. Z. f. Wasser - u. Abwasser- Forschung 12, 65 - 72.
- THAYER, G. W. (1974). Identity and regulation of nutrients limiting phytoplankton production in the shallow estuaries near Beaufort, N. C. Oecologia (Berl.) 14, 75 - 92.
- WÜNSCH, J.-U. (1992). Zur Rolle heterotropher Nanoflagellaten im Ästuarökosystem der Darß-Zingster Boddenkette. Diplomarbeit, FB Biologie, Univ. Rostock.
- ZEITZSCHEL, B. (1980). Sediment-water interactions in nutrient dynamics. In: Marine benthic dynamics (TENORE, K. R., and B. C. COULL, Eds.) Univ. South Carolina Press, Columbia, p. 407.

Verfasser

Prof.Dr.habil. Ulrich Schiewer
 Prof.Dr.habil. Günter Schlungbaum
 PD Dr.habil. Reinhard Heerkloss
 Universität Rostock
 FB Biologie
 18051 Rostock

Ulrich Schiewer; Rehna Schumann; Reinhard Heerkloss; Gertraud Klinkenberg

Hypertrophierung der Darß-Zingster Boddenkette - Struktur- und Funktionsveränderungen im Plankton¹

Abstract

The importance of the microbial food web is underestimated in eutrophic and polytrophic waters. We have proved that the role of the microbial food web is increased due to anthropogenically induced polytrophy in the Darss-Zingst bodden chain. The analysis includes field investigations, field and lab mesocosm and ecophysiological experiments.

The results demonstrate:

- ♦ the species composition of the phytoplankton is altered in favour of nano- and picoplankton;
- ♦ there is a change in limitation of phytoplankton from nutrient to light;
- ♦ the metazooplankton is reduced in favour of micro- and protozooplankton;
- ♦ the importance of the microbial food web is increased.

The consequences are:

- ♦ pelagic processes (e. g. growth, remineralization) are much faster;
- ♦ this leads to stabilization of the existing pelagic biocoenosis and simultaneously to greater restoration efforts;
- ♦ the SINK function of the pelagic ecosystem is increased.

Einleitung

Mesokosmosuntersuchungen in der ersten Hälfte der 80-iger Jahren hatten gezeigt, daß in der Darß-Zingster Boddenkette (DZBK) neben dem bisher bekannten klassischen Nahrungsnetz das mikrobielle Nahrungsgefüge (AZAM et al. 1983) eine wichtige Rolle spielt (SCHIEWER 1990, SCHIEWER und JOST 1991).

Anfang der 80-iger Jahre hatte sich im Ostteil der Darß-Zingster Boddenkette durch den Dominanzwechsel von submersen Makrophyten zum Phytoplankton eine gravierende Umstellung, der Übergang von der Eutrophie zur Polytriephie (SCHIEWER 1991) vollzogen. In den Folgejahren veränderte sich offenbar die Struktur und Funktion des Planktons. Dabei kam es wahrscheinlich zu einer

¹ Das diesem Bericht zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Forschung und Technologie unter dem Förderkennzeichen 03F0048A gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

Verschiebung in Richtung auf das Pico- und Nanophytoplankton. Verbunden damit könnte in den letzten Jahren eine weitere Verstärkung der Rolle des mikrobiellen Nahrungsgefüges gewesen sein. Anliegen der nachfolgend beschriebenen Untersuchungen war es, zu gesicherten Aussagen zu gelangen und Hinweise auf Wechselwirkungen mit abiotischen und biotischen Parametern zu finden.

Material und Methoden

Ausgewählt wurden 4 ufernahe Probenorte in der DZBK (Abb. 1):

Ribnitzer See/Station Ribnitz - Bootssteg im Ribnitzer Hafenbereich. Geringste Salinität, geringster Austausch mit der Ostsee, hohe Abwasserbelastung durch die Stadt Ribnitz.

Saaler Bodden/Station Dierhagen - Bootsbrücke in Dierhagen. Flachwassergebiet mit zeitweiligen Einflüssen vom Feuchtland nordwestlich vom Probennahmeort. Niedrige Salinität, geringer Austausch mit der Ostsee.

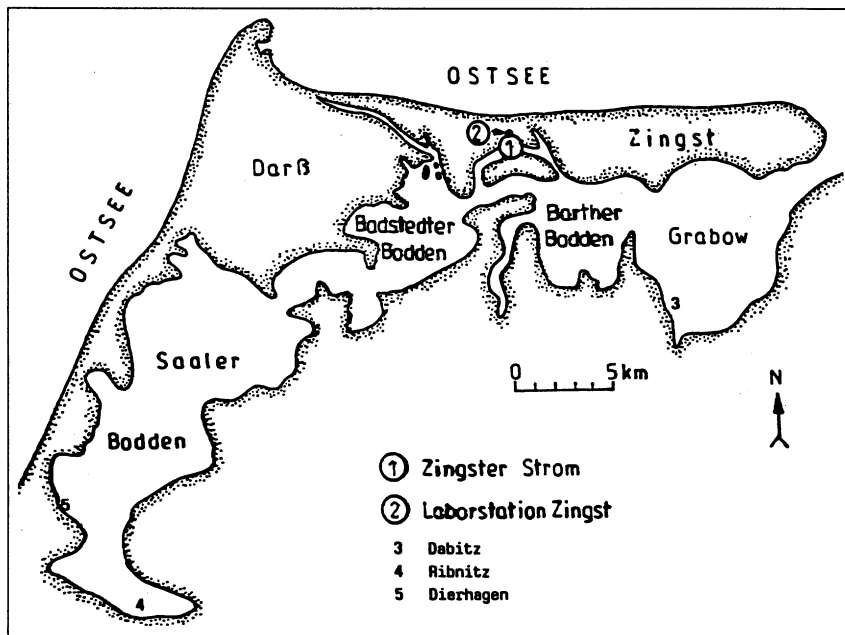


Abb. 1 Ufernahe Meßstationen an der Darß-Zingster Boddenkette

Zingster Strom/Laborstation Zingst - Standardstation des FB Biologie. Der Zingster Strom ist das Bindeglied zwischen dem hochbelasteten Barther und Bodstedter Bodden. Er ist ständig durchmischt und maximal 13 m tief. Wechselnde Salinität und relativ guter Austausch mit der Ostsee.

Grabow/Station Dabitz - Äußeres östliches Hafenbecken für Kleinboote. Flachwasserbereich mit Westwindbeeinflussung sowie der geringsten trophischen Belastung. Höchste Salinität und häufigster Austausch mit der Ostsee.

Das Arbeitsprogramm umfaßte die folgenden Versuchskomplexe:

- ♦ Erfassung der Jahresdynamik der wichtigsten Strukturkomponenten des mikrobiellen Nahrungsgefüges.
- ♦ Labormikrokosmos-Untersuchungen zur Ermittlung des Entwicklungs- und Leistungspotentials der Pelagialgemeinschaften (Versuchsdauer 7 Tage).
- ♦ 4-wöchige Labormesokosmos-Experimente im Frühjahr und Herbst zur Erfassung von Regulationsmechanismen.
- ♦ Vertiefende Analysen über Laborexperimente mit Einzelarten und drei 4-wöchige Freilandmesokosmos-Experimente.

Die Durchführung der Mesokosmos-Experimente erfolgte entsprechend SCHIEWER et al. (1986, 1991). Die abiotischen Parameter wurden mittels Standardmethoden bestimmt. Für die Nährstoffanalytik wurden Durchflußautomaten nach Methoden von RHODE und NEHRING (1979) eingesetzt.

Bei den biotischen Parametern variierten die Methoden entsprechend der jeweiligen Organismengruppe:

Phytoplankton: Abundanzen und Biomassen nach KOLKWITZ, modifiziert nach EDLER (1979); Artbestimmung nach PANKOW (1990); Chlorophyllkonzentration wie bei EDLER (1979) beschrieben; potentielle Primärproduktion und in-situ-Produktion nach STEEMANN-NIELSEN (1952), modifiziert entsprechend SCHINDLER et al. (1972).

Bakterioplankton: Färbung der glutaraldehydfixierten Proben mit DAPI nach PORTER und FEIG (1980), automatische Bildanalyse (Olympus CUE-2). Raster-elektronenmikroskopische Untersuchungen zur Berechnung des Biovolumens; Umrechnung von Volumen in Biomasse mit $233 \text{ mg C} \cdot \text{ml}^{-1}$ (SIMON und AZAM 1989). Bakterielle Produktion mittels Thymidininkorporation nach FUHRMAN und AZAM (1982).

Protozooplankton: Auszählung der heterotrophen Nanoflagellaten (HNF) in Blutzählkammern aus lebenden Proben; Umrechnung in Biomasse entsprechend HEERKLOSS und VIETINGHOFF (1981). Lebendzählung der Ciliaten nach DALE und BURKILL (1982). Der Konversionsfaktor zur Umrechnung in Kohlenstoffbiomasse war 8,55 % der Frischmasse (vgl. PRENA 1990).

Metazooplankton: Auszählung im UTERMÖHL-Umkehrmikroskop; artspezifische Umrechnungsfaktoren für die Umrechnung in Biomasse nach SCHNESE

(1975); für die Umrechnung von Frischmasse in Kohlenstoffbiomasse wurde ein C-Gehalt von 7,65 % zugrunde gelegt.

Ergebnisse

Alle 4 Standorte sind hinsichtlich ihrer abiotischen Parameter unterschiedlich (Tab. 1). Das trifft auch für die meisten biotischen Komponenten zu (Tab. 2).

Tabelle 1 Secchi-Tiefen und ausgewählte Jahresmittelwerte abiotischer Parameter an den 4 Meßstationen

	Wasser- temperatur °C	pH	gelöster O ₂ mg · l ⁻¹	Salinität ‰	Secchi-Tiefe cm
Ribnitz	10,7	8,7	11,6	2,4	37,0
Dierhagen	10,0	8,9	12,0	3,5	48,0
Zingst	10,6	8,8	11,6	5,9	48,0
Dabitz	10,6	8,3	10,3	7,1	59,0

Die Station Ribnitz ist auf Grund der hohen anorganischen und organischen Belastung durch die Stadt Ribnitz als hypertroph einzustufen. Demgegenüber ist die Wasserqualität an der Station Dabitz eutroph. Auf Grund ihrer Nähe zur Ostsee weist sie den stärksten "Auswascheffekt" auf. Das spiegelt sich sowohl in den Salzgehalten als auch in den Sichttiefen und im Nährstoffgehalt wider.

Die Station Zingster Strom ist gekennzeichnet durch die ständig vorhandene Strömung und die vollständige Durchmischung. Sie ist als polytroph einzuschätzen. Vergleichbar vom Trophiegrad her ist mit der Station Ribnitz die Station Dierhagen. Allerdings handelt es sich hierbei um eine Flachwasserstation mit deutlich geringerer organischer Belastung. Die Durchmischung ist unregelmäßig.

Im Zeitraum von 1979 bis 1981 vollzog sich ein grundlegender Wechsel in den Dominanzverhältnissen in den östlichen Teilen der DZBK. Durch den starken Rückgang der submersen Makrophyten wurde das Phytoplankton zur dominierenden autotrophen Komponente. Begünstigt wurde dieser recht abrupte Wechsel offenbar durch veränderte Austauschvorgänge mit der Ostsee, die zu einer Verringerung der Salinität und zu einer Erhöhung des Stickstoff- und Phosphorangebotes führten (Abb. 2 und Abb. 3a/b). Nach 1989 erhöhte sich der Ostseewasserzustrom wieder. Damit verbunden war ein Rückgang der spätwinterlichen freien Phosphat- und Nitratkonzentrationen. Entlastend auf die Nährstoffsituation dürften sich die Veränderungen in der Wirtschaftsstruktur im Einzugsgebiet nach 1989 ausgewirkt haben.

Tabelle 2 Jahresmittelwerte der Biomassezusammensetzung im Zingster Strom und Dierhagen 1992

Chlorophyll a ($\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$)

	Mittel	Minimum	Maximum
Ribnitz	74	8	172
Dierhagen	126	66	227
Zingst	70	22	163
Dabitz	35	9	84

Bakterien-Abundanz (10^6 ml^{-1})

	Mittel	Minimum	Maximum
Ribnitz	16,8	5,9	31,1
Dierhagen	19,8	9,0	32,5
Zingst	16,9	7,2	31,3
Dabitz	15,7	5,7	28,2

Flagellaten-Abundanzen (Ind. ml^{-1})

	Mittel	Minimum	Maximum
Ribnitz	3616	624	9067
Dierhagen	3277	524	7040
Zingst	3133	524	5493
Dabitz	3096	1093	4551

Flagellaten-Biomasse ($\mu\text{g C} \cdot \text{l}^{-1}$)

	Mittel	Minimum	Maximum
Ribnitz	69	4	237
Dierhagen	66	9	221
Zingst	54	12	141
Dabitz	96	10	171

Flagellaten - durchschnittliche Größe ($\mu\text{g C} \cdot \text{Ind.}^{-1}$)

	Mittel	Minimum	Maximum
Ribnitz	0,020	0,006	0,057
Dierhagen	0,025	0,005	0,123
Zingst	0,020	0,004	0,067
Dabitz	0,034	0,004	0,063

Ciliaten-Abundanzen (Ind. ml^{-1})

	Mittel	Minimum	Maximum
Ribnitz	89	0	386
Dierhagen	111	10	328
Zingst	93	6	401
Dabitz	50	1	204

Ciliaten-Biomasse ($\mu\text{g C} \cdot \text{l}^{-1}$)

	Mittel	Minimum	Maximum
Ribnitz	66	0	295
Dierhagen	45	3	132
Zingst	35	3	175
Dabitz	46	3	222

Ciliaten - durchschnittliche Größe ($\mu\text{g C} \cdot \text{Ind.}^{-1}$)

	Mittel	Minimum	Maximum
Ribnitz	1,15	0,30	5,80
Dierhagen	0,46	0,19	1,25
Zingst	0,48	0,13	1,01
Dabitz	1,37	0,33	5,80

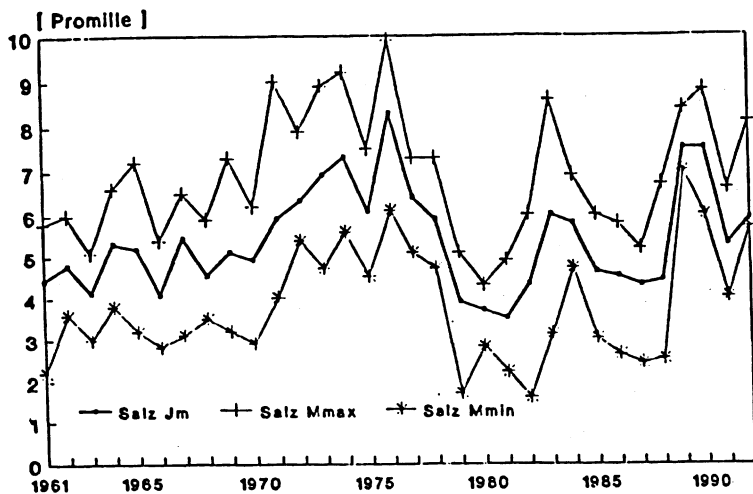


Abb. 2 Langfristige Salinitätsveränderungen im Zingster Strom. Jahresmittelwerte und mini-/maximale Abweichungen.

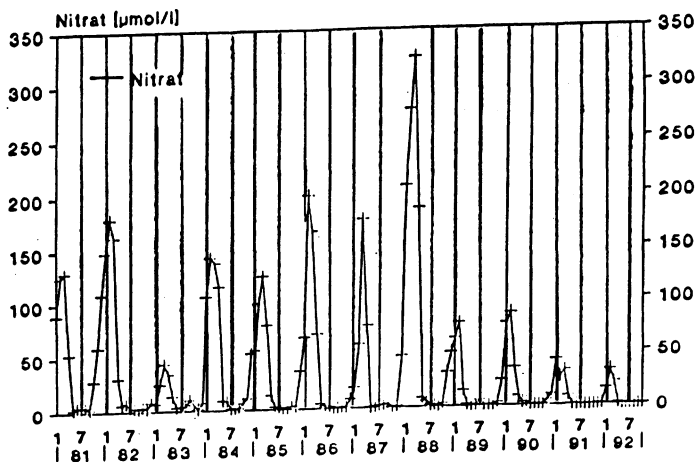


Abb. 3a Konzentration der freien Nährstoffe im Zingster Strom im Spätwinter. NO_3 -Gehalt

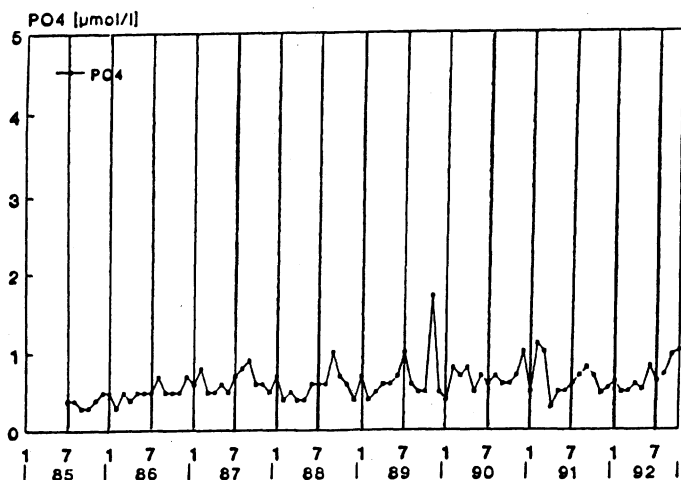


Abb. 3b Konzentration der freien Nährstoffe im Zingster Strom im Spätwinter.
PO₄-Gehalt. Angaben in $\mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$

Generelle Ergebnisse

In den Jahren nach 1981 setzten Veränderungen in der Phytoplanktonstruktur ein. Sie werden ab 1984 deutlich durch eine Abnahme des Phytoplanktonbiovolumens. Sie beruhen auf einer Verringerung des Anteils des Mikrophytoplanktons zugunsten des Nano- und Picophytoplanktons. Untersuchungen von 1991/93 mit besser auflösenden Mikroskopen zeigten (SCHUMANN 1993), daß der Biovolumenrückgang durch die Einbeziehung des Nano- und Picophytoplanktons weitgehend kompensiert wird (Abb. 4). Damit hat sich der Anteil an hochwertiger Nahrung in den Größenklassenbereichen Nano- (2 - 20 μm) und Picophytoplankton (0,2 - 2 μm) in der DZBK deutlich erhöht.

Ursache der nachgewiesenen Veränderungen ist offensichtlich der Übergang von den zeitweisen Nährstofflimitationen (SCHIEWER 1990) zu einer zunehmenden Lichtlimitation, ausgelöst durch die höhere Präsediment- und Sedimentbeweglichkeit in den nur noch gering bewachsenen flachen Bereichen der Boddenkette. Diese Aussage wird gestützt durch die Verschiebung der Phytoplanktonzusammensetzung von fädigen (N_2 -fixierenden) und großvolumigen Cyanobakterien zu sehr kleinen (einzeln vorkommenden) chroococcalen und zarten kleinen, bzw. zerfließenden kolonieförmigen Cyanobakterien.

Ende der 80-iger, Anfang der 90-iger Jahre veränderte sich die Zusammensetzung der Heterotrophen. Sie ist vor allem durch einen weiteren Rückgang des Metazooplanktons und eine Zunahme des Mikro- und Nanozooplanktons gekennzeichnet (Tab. 3). Ein Zusammenhang mit dem in den letzten Jahren deutlich angestiegenen Salzgehalt in der DZBK (Abb. 2) ist wahrscheinlich.

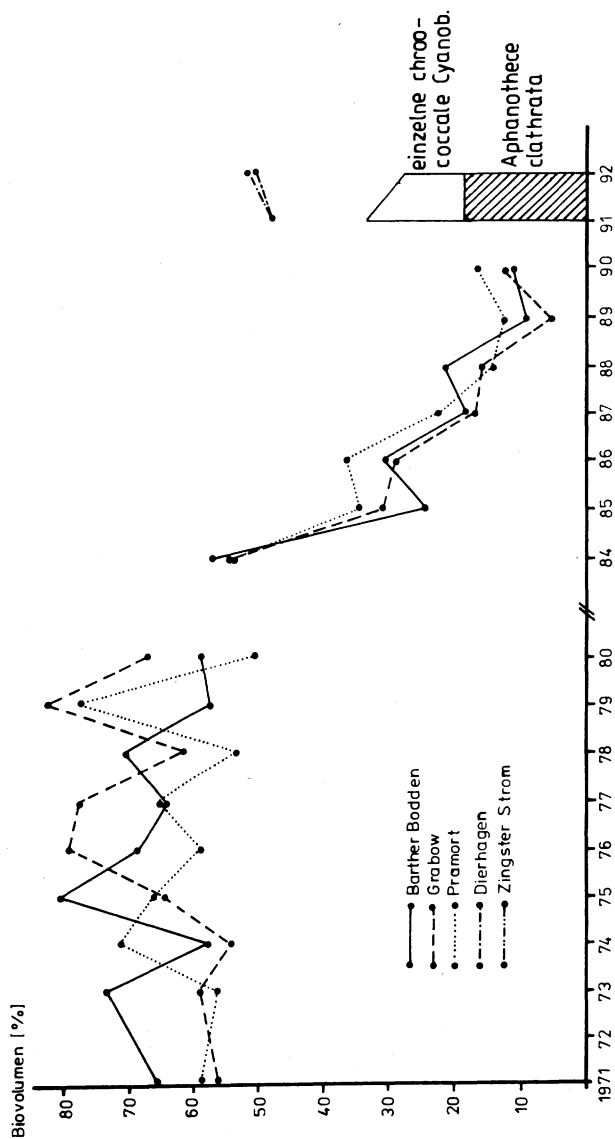


Abb. 4: Langzeitveränderungen im Biovolumen des Phytoplanktons (Cyanobakterien) an verschiedenen Meßstationen der DZBK. Angaben in %. Werte 1971/90 nach WASMUND (1993). Ab 1991 Einführung besser auflösender Mikroskope und Berücksichtigung des Picophytoplanktons.

Tabelle 3 Jahresmittel der Biomassezusammensetzung im Zingster Strom und Dierhagen 1992

	Zingst			Dierhagen		
	Mittel %	Minimum %	Maximum %	Mittel %	Minimum %	Maximum %
Bakterien	17,2			14,1		
APP	6,3			3,8		
Phytoplankton	68			78		
Protozoen	3,1			0,9		
Metazoen	5,3			3,2		
autotrophe	74	44	88	82	56	92
heterotrophe	26	12	56	18	8	44
Picoplankton	24	15	33	18	11	35
Nano- und Mikroplankton	76	67	85	82	65	89

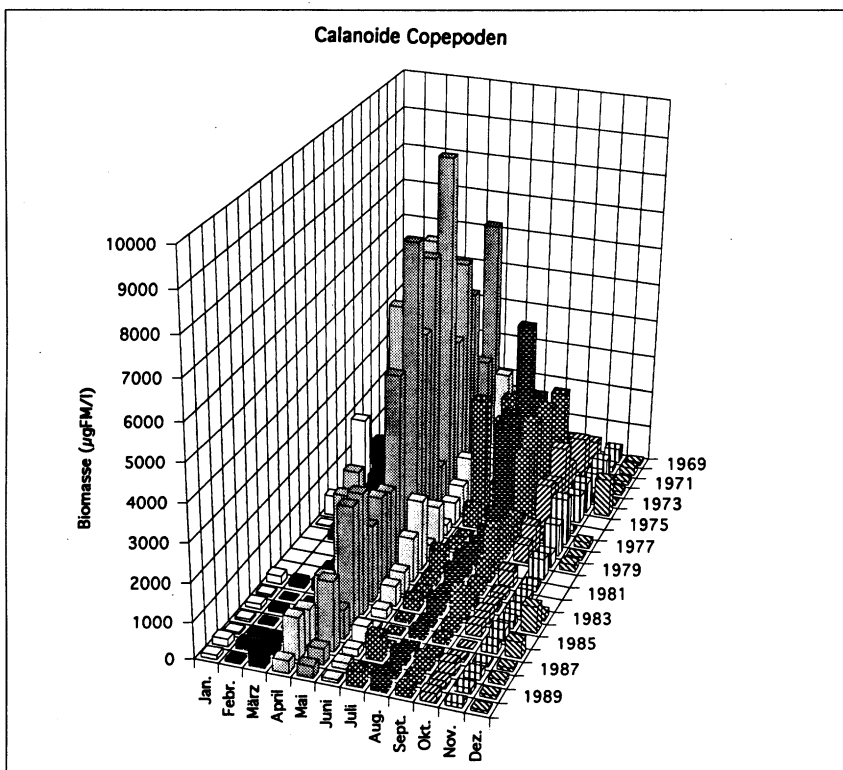


Abb. 5 Langfristige Entwicklung der Copepodenbiomasse im Zingster Strom. I-XII = Monate

Die Veränderungen beim Metazooplankton setzten bereits Anfang der 80-iger Jahre ein. Bis 1992 ist eine ständige Abnahme Rotatorien und der Copepoden nachweisbar (Abb. 5). Ursache bei den Copepoden ist vermutlich der hohe pH-Wert ($\text{pH} > 9,5$) des Boddenwassers und damit toxisch wirkendes Ammoniak (RING et al. 1985). Rückwirkungen auf den saisonalen Ablauf der Phytoplanktonentwicklung sind dabei nicht auszuschließen (WASMUND und HEERKLOSS 1992, HEERKLOSS et al. 1993).

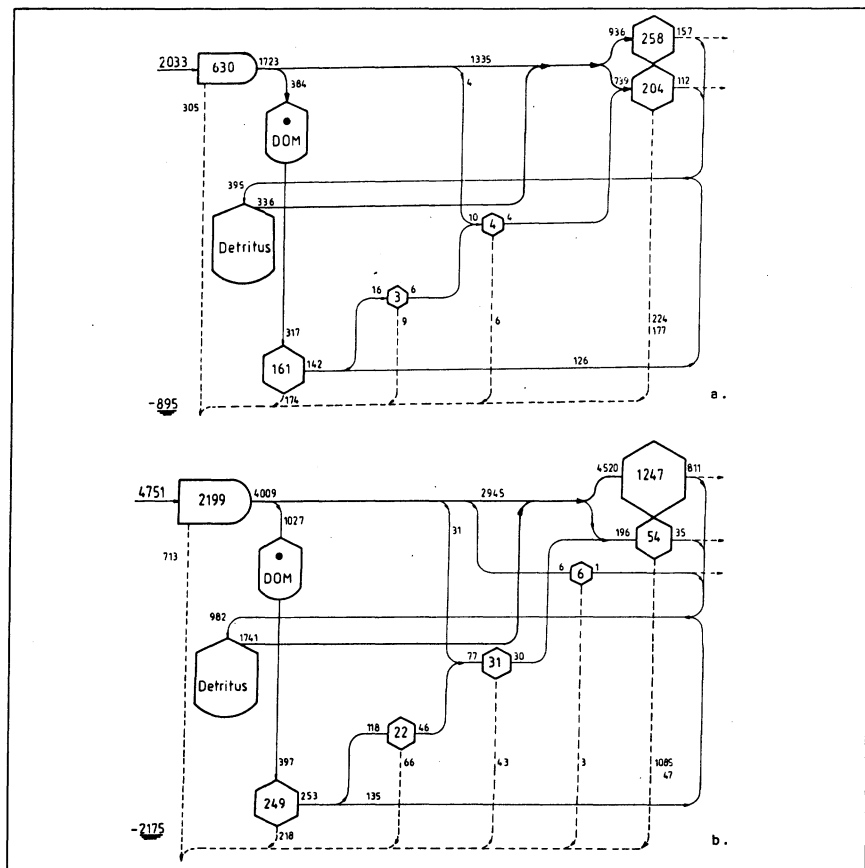


Abb. 6a/b Kohlenstoffbilanzmodelle zum Zeitpunkt des maximalen Vorkommens von *Marenzelleria viridis*-Larven.

a. Zingster Strom, 13.10.92. Biomassen ($\mu\text{g C} \cdot \text{l}^{-1}$): *Marenzelleria* 258, Phytoplankton 630, Copepoden 204, Ciliaten 4, HNF 3, Bakterien 161.

b. Dierhagen, 13.10.92. Biomassen ($\mu\text{g C} \cdot \text{l}^{-1}$): *Marenzelleria* 1247, Phytoplankton 2199, Copepoden 54, Rotatorien 6, Ciliaten 31, HNF 22, Bakterien 249.

--- = Produktion; - - - = Respiration. Angaben an den Pfeilen:

Flußraten ($\mu\text{g C} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$); negativer Wert = Respiration.

Unklar ist bisher, ob und welche Konsequenzen sich im Herbst aus der Massenentwicklung der Larven der Mitte der 80-iger Jahre eingewanderten *Marenzelleria viridis* für den Pelagialbereich ergeben. Sie üben während dieser Zeit einen deutlichen Einfluß auf die C-Bilanz des Pelagials aus (Abb. 6a/b).

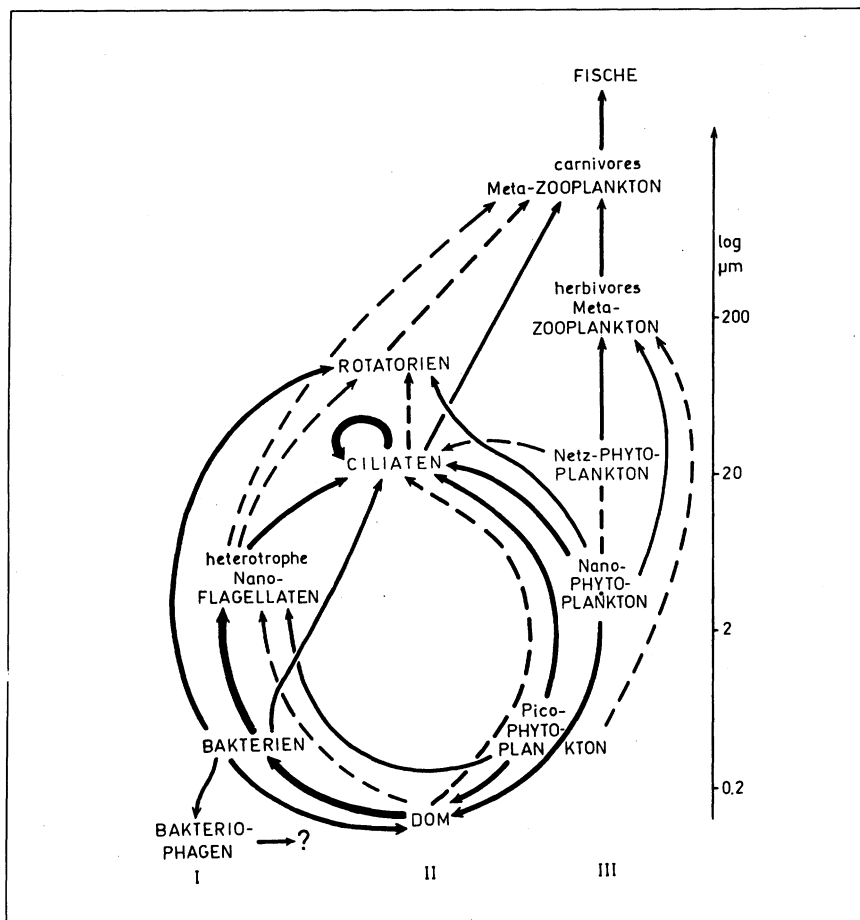


Abb. 7 Vereinfachtes Gesamtschema des Nahrungsgefüges im Pelagialsystem der Darß-Zingster Boddenkette.

I = Nebenkeette über Bakteriophagen (Vorkommen nachgewiesen); II = Mikrobielles Nahrungsgefüge. Hauptweg des Kohlenstoffumsatzes, vorrangig unter Einbeziehung des Pico- und Nanoplanktons; III = "Klassisches Pelagialnahrungsnetz", typischer Teil Netzplankton - Fische; nur noch von untergeordneter Bedeutung.

Verbunden mit diesen Veränderungen in der Pelagialbiocoenose ist eine beträchtliche Verstärkung der Rolle des mikrobiellen Nahrungsgefüges (Abb. 7) in diesen hocheutrophen Ästurgewässern. Das steht im deutlichen Gegensatz zu den bisherigen Befunden (vgl. UEHLINGER und BLOESCH 1989; weitere Lit. dort). Die gegenwärtige Situation in der Planktonbiocoenose ist damit gekennzeichnet durch eine beträchtliche Stabilität. Die gewonnene größere strukturelle, funktionelle und zeitliche Variabilität führt offenbar zur Verbesserung der Pufferkapazität des betrachteten Teilökosystems.

Die praktischen Konsequenzen dieser Entwicklung sind zum einen eine Verstärkung der SINK-Funktion der Pelagialbiocoenose auf Grund einer mangelnden Verkopplung mit den höheren trophischen Ebenen.

Zum anderen erhöht sich die Reaktionsfähigkeit des Pelagialsystems gegenüber äußeren und inneren Störungen. Das stabilisiert den bestehenden Zustand, erschwert aber auch die Einflußnahme von außen und damit die Wirkung von Sanierungsmaßnahmen.

Über die Elastizität dieses Teilsystems sind bisher keine eindeutigen Aussagen möglich. Ihre Aufklärung bedarf zusätzlicher, vor allem auch experimenteller Langzeituntersuchungen.

Ausgewählte Einzelergebnisse

Auffallendstes Ergebnis der Jahresanalyse an den 4 Meßstationen ist die Abstufung zwischen Zingst und den anderen Stationen in der mittels der O_2 -Methode gemessenen Phytoplanktonaktivität (Abb. 8). Die Ursache dürften in verringerten Lichtangeboten und -nutzungen im Zingster Strom liegen. Die früher vorhandenen Unterschiede in der Assimilationszahl zwischen dem Zingster Strom und der flachen Kurr Bucht (SCHIEWER 1984) sind nicht mehr nachweisbar (Abb. 9). Ursache dafür ist der sehr stark zurückgegangene Makrophytenbewuchs in der Kurr Bucht. Er erlaubt jetzt die ungehinderte Austauschbarkeit der Wasserkörper (Abb. 10).

Die dominierende Biomassekomponente innerhalb des Phytoplanktons ist das Nanophytoplankton (Tab. 4). Die Masse des Picophytoplanktons besteht aus Cyanobakterien. Der Anteil des Picophytoplanktons am Biovolumen des Gesamtphytoplanktons beträgt ca. 10 % ($1 - 5 \cdot 10^6$ Zellen $\cdot ml^{-1}$). Das sind die höchsten Anteile an Picophytoplankton, die nach unserer Literaturkenntnis bisher in hocheutrophen Küstengewässern nachgewiesen wurden (Tab. 5).

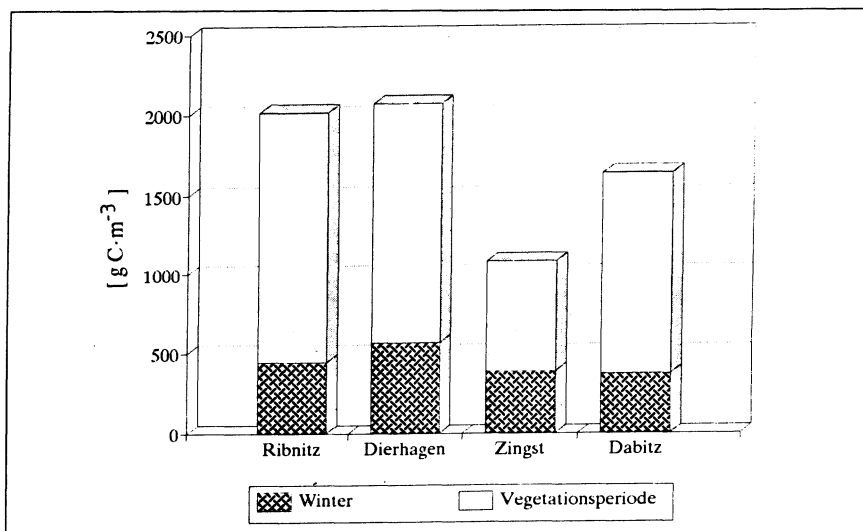


Abb. 8 In-situ-Brutto- und Nettoprimärproduktionsraten an 4 Meßstationen in der Darß-Zingster Boddenkette ($\text{g C} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{a}^{-1}$).

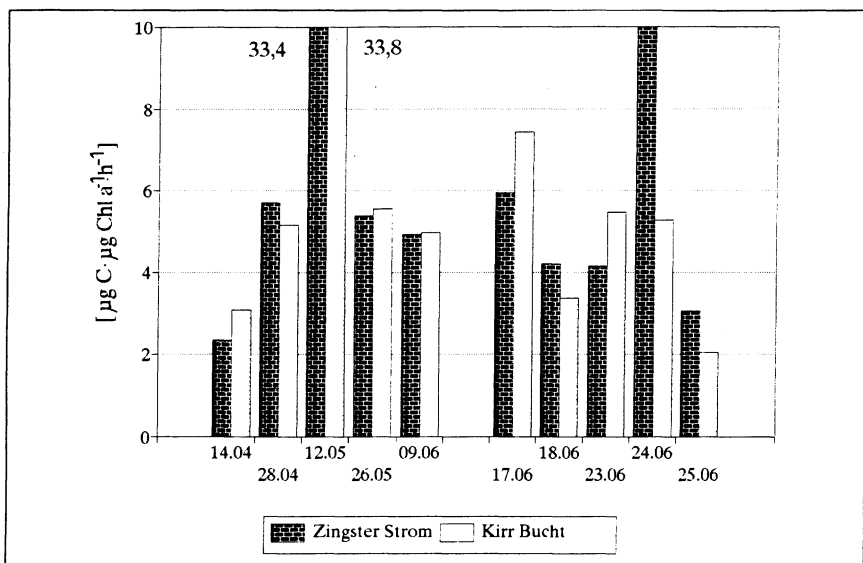


Abb. 9 Assimilationszahlen ($\mu\text{g C} \cdot \mu\text{g Chl a}^{-1} \text{h}^{-1}$) im Zingster Strom und in der Kirr Bucht (Station X2) im Untersuchungszeitraum 14.04.-28.06.93.

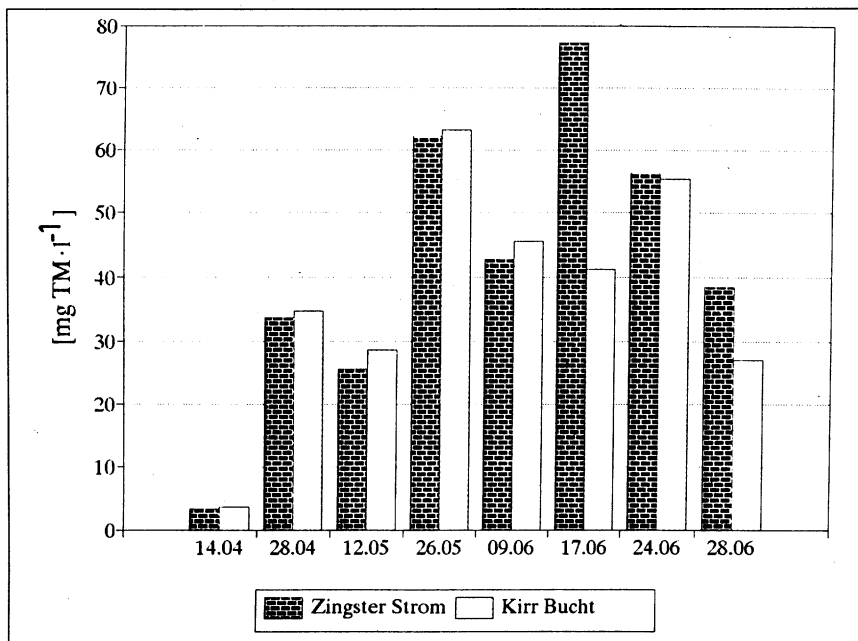
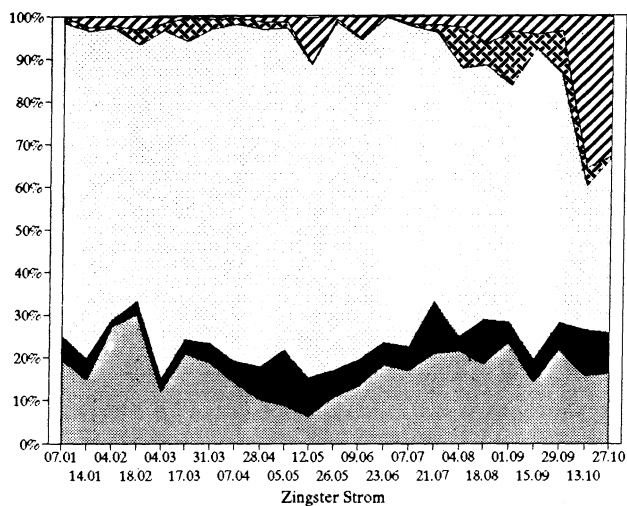


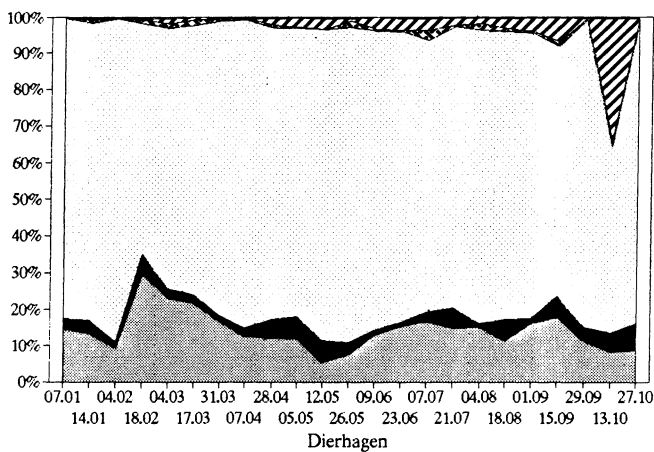
Abb. 10 Seston Gehalt im Zingster Strom und in der Kirr Bucht (Station X2) im Untersuchungszeitraum 14.04. - 28.06.93.

Tabelle 4 Biomasseanteile innerhalb des Phytoplanktons im Zingster Strom und Dierhagen. Jahresdurchschnitt (08.10.91 - 27.10.92) für die Vegetationsperiode (April - September) und den Winter (Oktober - März)

	Sommer		Winter	
	Zingst %	Dierhagen %	Zingst %	Dierhagen %
Picoplankton:				
einzelne Chroococcale	9	5	10	7
Nanoplankton:				
Chroococcale Kolonien	30	36	26	26
Fädige Cyanobakterien	20	20	7	10
Cyanobakterien	59	61	43	43
Chlorophyceen	31	31	46	54
Phytoflagellaten	4	0	1	0
Diatomeen	6	8	10	3



a.



b.

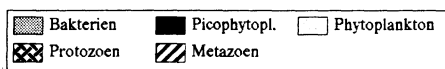


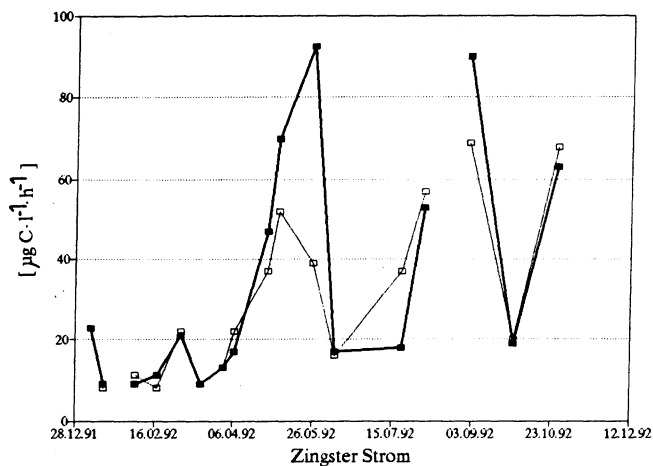
Abb. 11a/b Jahresgänge der prozentualen Anteile der einzelnen Organismengruppen an der Gesamtbiomasse der Pelagialbiocenose 1992.
a. Zingster Strom; b. Dierhagen

Unter den Heterotrophen überwiegt das Bakterioplankton (Abb. 11a/b). Über kürzere Zeiträume können auch Ciliaten und Metazooplanktonarten (Copepoden Mai/Juni; Rotatorien Juli/August; *Marenzelleria*-Larven Herbst) z. T. beträchtliche Biomasseanteile stabilisieren.

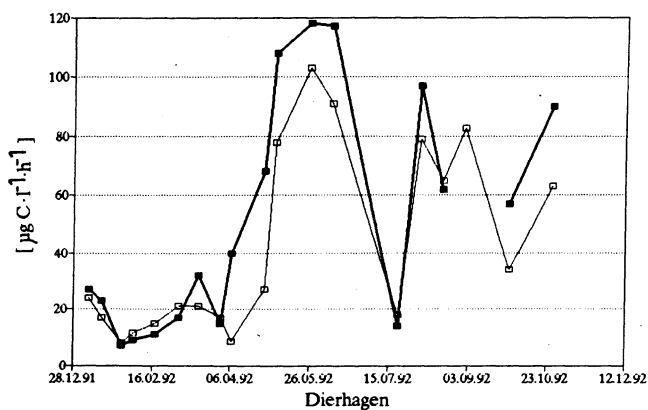
Das Picophytoplankton zeichnet sich durch hohe Chlorophyll a-Gehalte aus. Das bedingt einerseits eine hohe Lichtausbeute (Abb. 12a/b), andererseits resultiere daraus relativ niedrige Assimilationszahlen ($\mu\text{g C} \cdot \mu\text{g Chl-a}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$). Seine Produktivität, gemessen als C-Turnover (P/B-Wert), ist in der Regel höher als die des Gesamtphytoplanktons (Abb.13). Begrenzend für die Entwicklung des Picophytoplanktons sind vorwiegend Licht und der Fraßdruck. Eine Steuerung über Nährstoffe liegt für das Picophytoplankton nicht vor. Erste autökologische Untersuchungen an isolierten Picophytoplanktonstämmen zeigen, daß auch Steuerungen ihres Vorkommens über sehr differenzierte Licht-/Temperatur-optima möglich sind (SAGERT et al. 1993).

Tabelle 5 Abundanzen des Picoplanktons und Anteile des Picoplanktons am Phytoplankton in unterschiedlichen Gewässertypen (PP = Primärproduktion, Chl = Chlorophyll, BM = Biomasse)

Gewässer	Zeitraum	Gradient	Anteil	Abundanzen	Quelle
Westpazifik	September	oligotr. Schicht Nährstoffschicht	60 % Chl 38 %		LEBOUTEILLER et al. 1992
nordöstl. Indik	April / Mai	Nearshore Offshore	3 - 35 % Chl 23 - 82 %		GOMES et al. 1992
Benguela System	Dezember	Inshore Shelf Oceanic	8 - 49 % Chl 2 - 27 % 5 - 42 %		PROBYN 1985
Rotes Meer	Februar / März	offene See Gulf of Aden	76 % Chl	3.400 - 139.000 4.600 - 367.000	GRADINGER et al. 1992
Brasilianische Atlantikküste	Februar - Oktober	Ästuar Küste Ozean	3 - 28 % PP 18 - 40 % 7 - 100 %		TEIXEIRA & GAE- TA 1991
Küste vor Oregon	September	Nearshore Offshore	15 % BM 38 %		HODO et al. 1992
Südafrikanische Atlantikküste	April	Inshore Nearshore	49 % Chl 67 %		WALKER & PE- TERSON 1991
Ostsee	Sommer	Dänische See Deutsche Bucht	50 % CHL 1 %	450.000 6.000	SONDERGAARD et al. 1991
Darß-Zingster Boddenkette	1991 - 1992	Ribnitz (hypertr.) Dierhagen Zingst Dabitz	2 - 29 % BM 3 - 30 %	3440.000 - 3.310.000 380.000 - 3.500.000 300.000 - 3.370.000 400.000 - 3.140.000	diese Untersuchung
Lake Kennedy	1981 - 1982 1983 - 1985	oligotroph Nährstoffeintrag		10.000 - 50.000 max. 40.000	STOCKNER & SHORTREED 1988



a.



b.

—□— HL —■— NL

Abb. 12a/b Jahresgang der potentiellen Primärproduktion des Picophytoplanktons an der Gesamtprimärproduktion im Zingster Strom und in Dierhagen.

HL = hohe Lichtintensität ($23,4 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$); NL = niedrige Lichtintensität ($11,6 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$).

Auffallend sind die gleichen, bzw. sogar etwas höheren Ausbeuten bei NL.

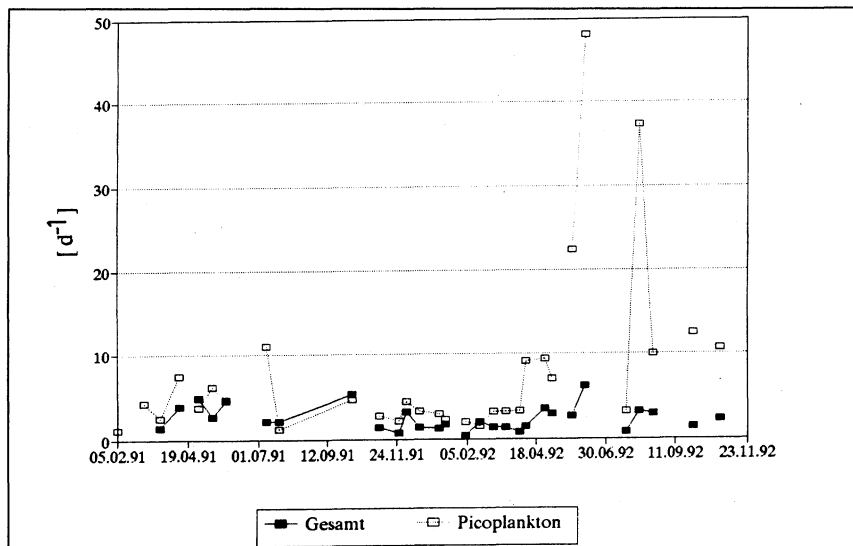


Abb. 13 Vergleich des Kohlenstoff-Turnovers (P/B-Werte; d^{-1}) des Pico- und des Gesamt-phytoplanktons. Meßstation Dierhagen.

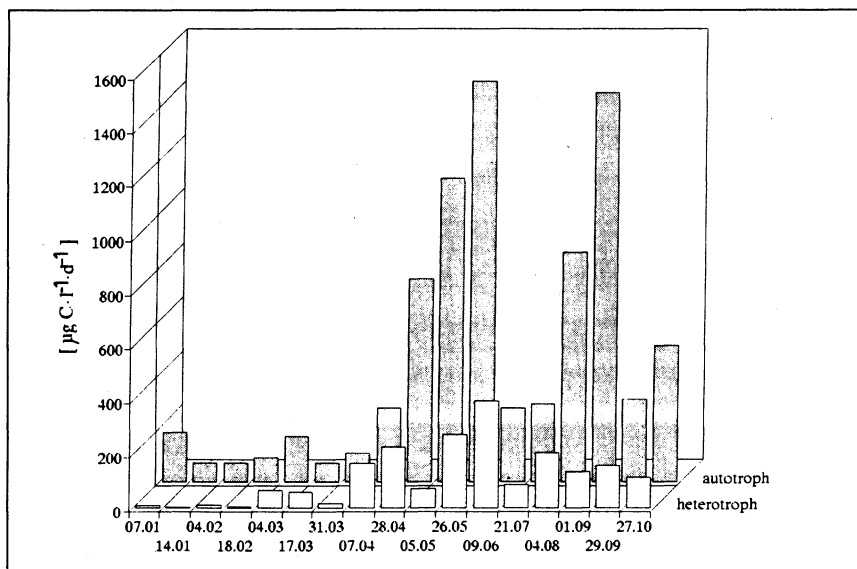


Abb. 14 Gegenüberstellung der Primärproduktion des Picophytoplanktons (APP) und der Sekundärproduktion des Bakterioplanktons. Jahrgang 1992, Zingster Strom.

Die Leistung des Bakterioplanktons als dominierendem Sekundärproduzenten ist geringer als die des autotrophen Picophytoplanktons (Abb. 14). Über große Teile des Jahres deckt bereits die gemessene Phytoplanktonexsudation von 4 - 8 % der Primärproduktion den bakteriellen C-Bedarf ab (Abb. 15). Das läßt den

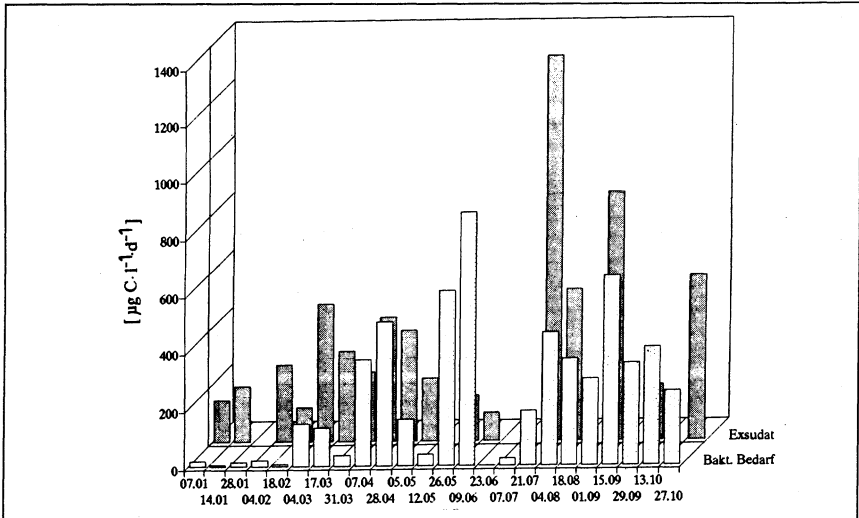


Abb. 15 Vergleichende Darstellung der Exsudation des Phytoplanktons und des bakteriellen Kohlenstoffbedarfs im Zingster Strom.
Anteil der Exsudation: im Mittel 4 - 8 % der Gesamtprimärproduktion.

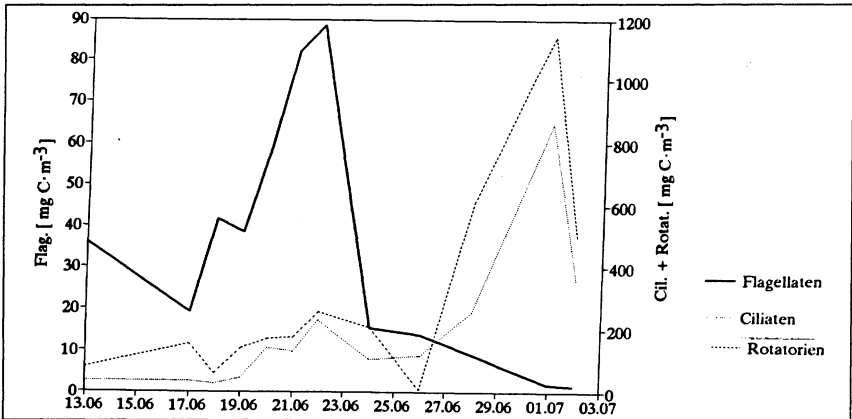


Abb. 16 Zeitlicher Ablauf der HNF-, Ciliaten- und Rotatorienentwicklung während des Mesokosmos-Experiments "ROKI 91".
Störimpuls zur Unterbrechung des "quasistationären" Zustandes im Kompartiment C durch Zusatz von organischen Nährstoffen.
Eine bessere Differenzierung der Abfolge wird durch den massiven Eintrag von Bakterienbiomasse ermöglicht (SCHIEWER et al. 1993).

Schluß zu, daß das Bakterioplankton während der längsten Zeit des Jahres nicht C-limitiert ist. Vielmehr wird es vorwiegend durch den Fraßdruck der HNF, daneben auch durch Ciliaten und Rotatorien kontrolliert.

Erste Untersuchungen zur Ökologie der HNF belegen, daß sie im Jahresverlauf in der DZBK ca. 50 % der Bakterienproduktion nutzen (WÜNSCH 1992). Mit Sicherheit sind sie auch am Verbrauch des Picophytoplanktons beteiligt. Ihr Vorkommen ist relativ temperaturunabhängig. Ihre hohen Wachstumsraten ermöglichen eine schnelle Reaktion auf einen Anstieg der Bakteriendichten. Sie selbst unterliegen vorwiegend einer Grazingkontrolle durch Ciliaten (Abb. 16).

Eine Schlüsselstellung unter den Heterotrophen nehmen die Ciliaten ein, da sie einerseits die HNF kontrollieren, andererseits selbst durch das Metazooplankton und/oder über eine interne Grazing-Schleife kontrolliert werden. Übergeordnet ist die Temperaturabhängigkeit ihres Wachstums. Das bedingt ein Winterminimum (PRENA 1990).

Das Nährstoffrecycling erfolgt vorwiegend durch HNF- und Ciliaten-Grazing (Abb. 17), während Phyto- und Bakterioplankton die Nährstoff-SINKS sind. Das wird für Phosphor durch die bei beiden Organismengruppen vorhandene Speicherkapazität verstärkt. Im gleichen Sinne wirkt der hohe Pigmentgehalt des Picophytoplanktons auf die Stickstoffakkumulation. Hohe Grazingraten der HNF und der Ciliaten bewirken demzufolge ein beschleunigtes Nährstoffrecycling. Bei gleichzeitig vorhandener größerer Biomasse beider Organismengruppen steigt dadurch auch das absolute Nährstoffrecycling.

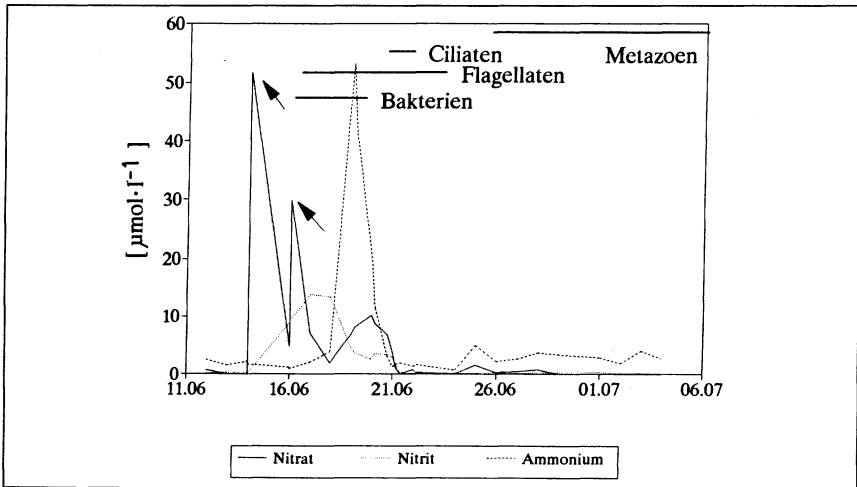


Abb. 17 Nährstoffrecycling in Pelagialbiocoenosen "ROKI 91". Auftreten von Ammonium als Maß des Nährstoffrecyclings ('regenerierte' Nährstoffe) im Kompartiment A. Balken: Zeitpunkte des verstärkten Biomassevorkommens von Bakterien, HNF, Ciliaten und Metazooplankton. Pfeile: Zusätze von Nitrat. Zeitweises Auftreten von Nitrit.

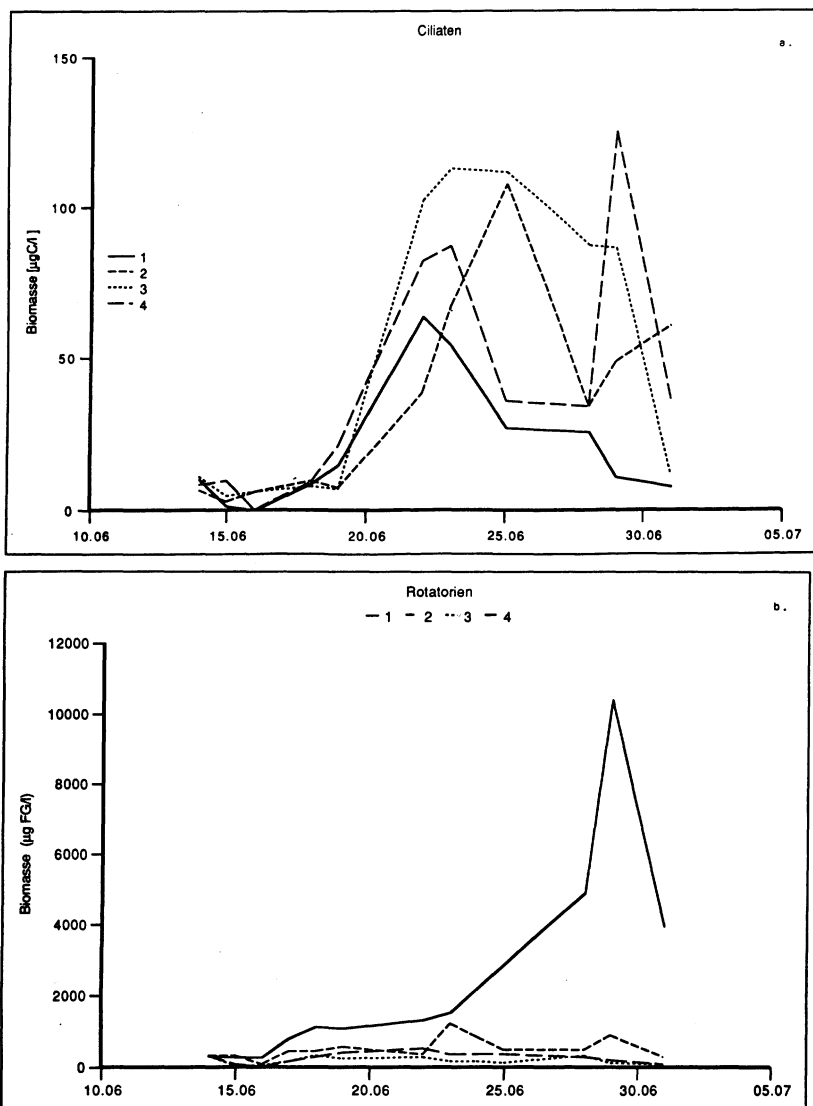


Abb. 18a/b Wechselwirkungen zwischen Ciliaten und Rotatorien.

Freilandmesokosmos-Experiment "CIROT 93".

a. Ciliaten-Biomasse; b. Rotatorien-Biomasse. 1 = Induktion einer Rotatorienmassenentwicklung; 2 = normale Rotatorienentwicklung; (3 + 4) = Versuch der Kontrolle der Rotatorienentwicklung über den Zusatz von Jungfischen.

Über die natürlichen Absterberaten der Bakterien und des Phytoplanktons können bisher keine verbindlichen Aussagen gemacht werden.

Zwischen Rotatorien und Ciliaten lassen sich in Freilandmesokosmos-Experimenten ("CIROT 93") negative Korrelationen nachweisen (Abb. 18a/b). Die Ursachen dafür liegen offenbar nicht im Fraßdruck der Rotatorien auf die Ciliaten, sondern vielmehr in der Nahrungskonkurrenz begründet. Ansatzpunkt ist vermutlich das Bakterio- und das Nanophytoplankton. Ein Selektionsvorteil gegenüber bestimmten Phytoplanktonarten konnte bisher für Rotatorien nicht nachgewiesen werden.

Durch die verstärkte Ausprägung des mikrobiellen Nahrungsgefüges erhöht sich die SINK-Funktion der Pelagialbiocoenose. Das ist nachweisbar anhand der Sestonentwicklung in Mesokosmen: auch bei ständig hoher Phytoplankton-

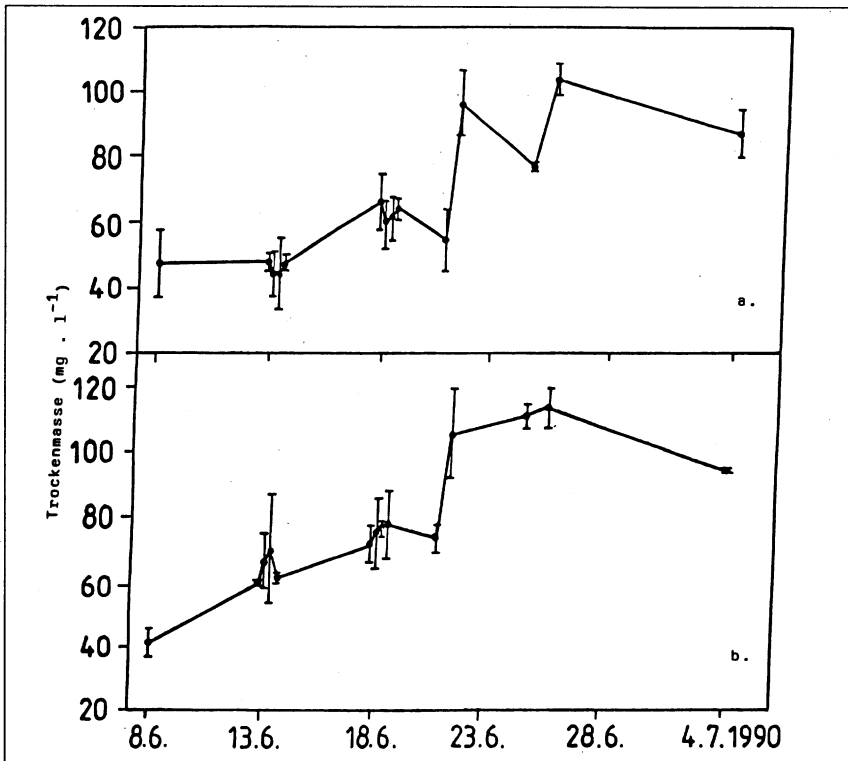


Abb. 19 Veränderungen im Sestongehalt während des Freilandmesokosmos-Experiments "ROKI 90". a = Kontrolle; b = ständiges (N + P)-Überangebot. Zu vergleichbaren Ergebnissen führten auch die Ergebnisse von "ROKI 91", "AGVER 92" und "CIROT 93", wobei die Förderung des Phytoplanktons nicht so massiv war, da sie nur zeitweise über einen Nährstoffeintrag erfolgte.

produktion ist in regelmäßig durchmischten Enclosures kein wesentlichen Anstieg der Sestonmenge meßbar (Abb. 19 a/b).

Trotz der nur begrenzten Anzahl beteiligter Organismengruppen (bei gleichzeitig noch beträchtlicher Artenvielfalt) gibt es eine Vielzahl von Wechselwirkungen untereinander. Enge Verkopplungen innerhalb der Heterotrophen bedingen deren relativ konstante Populationsgrößen innerhalb Jahreszeiten. Das trifft vor allem für das Bakterioplankton und die HNF zu. Langzeitmesokosmos-Untersuchungen im Labor an vereinfachten natürlichen Biocoenosen belegen ein chaodynamisches Verhalten dieser Mehrartensysteme (Abb. 20). Während die Phyto- und Zooplanktonbiomassen Fluktuationsamplituden von über 3 Zehnerpotenzen zeigen, ist die der Bakterien deutlich geringer. Zwischen Phyto- und Zooplankton bestehen enge zeitliche Korrelationen. Als Reaktion auf ein Nahrungsangebot durch das Phytoplankton (vorwiegend autotrophe Nanoflagellaten) entwickeln sich Metazooplankton-, seltener Protozoenpeaks. Offenbar erfolgt eine Auswahl der dominierenden Zooplanktongruppe zu Beginn jeder Peakbildung systemintern und unabhängig von äußeren Faktoren. Geringfügige Variationen der internen Verhältnisse in den Abundanzen ("mikroskopische Variationen") während der Startphase sind offenbar jeweils für die Auswahl zwischen den Konsumententypen verantwortlich.

Das im Freiland dennoch eine gewisse Hierarchie entsteht, beruht offensichtlich u.a. auf einer Größenabhängigkeit der Fraßleistung. Die daraus resultierende direkte Abhängigkeit $DOM \rightarrow \text{Bakterien} \rightarrow HNF \rightarrow \text{Ciliaten}$ ist im Durchschnitt der Fälle dominant. Andere Ketten, wie z.B. $\text{Nanophytoplankton} \rightarrow \text{Ciliaten}$, können nur zeitweise ein Übergewicht gewinnen. Sie erschweren jedoch zusätzlich die Bilanzierung auf Grund der Möglichkeiten zu sehr kurzfristigen und intensiven Prozeßabläufen.

Diskussion

Untersuchungen zum mikrobiellen Nahrungsgefüge in der Ostsee und in den angrenzenden inneren Küstengewässern sind noch in den Anfängen (vgl. JOCHER 1989, RIEMANN et al. 1990, ARNDT 1991, WEISSE 1991, KUOSA 1991). Der Schwerpunkt des Erkenntnisgewinns liegt immer noch im marinen Bereich (vgl. u. a. SHERR und SHERR 1988, 1991), obwohl in den letzten Jahren auch eine zunehmende Aktivität im limnischen Bereich eingesetzt hat (u.a. STOCKNER und PORTER 1988, SIMEK et al. 1990, WEISSE 1991). Hemmend wirkte sich auf Untersuchungen eutropher Gewässer offenbar die "Measure of Microbial Strength"-Hypothese (MOMS) von PORTER et al. (1988) aus. Danach nimmt entlang eines Gradienten von oligo- und ultraoligotrophen zu eutrophen Seen die relative Bedeutung der Picoplankton ab (vgl. auch UEHLINGER und BLOESCH 1989, weitere Lit. dort).

Unsere Ergebnisse (SCHIEWER und JOST 1991, SCHIEWER et al. 1991, 1992) weisen für hocheutrophe Ästuarsysteme nicht nur die prinzipielle Übereinstimmung der Struktur und Dynamik des mikrobiellen Nahrungsgefüges

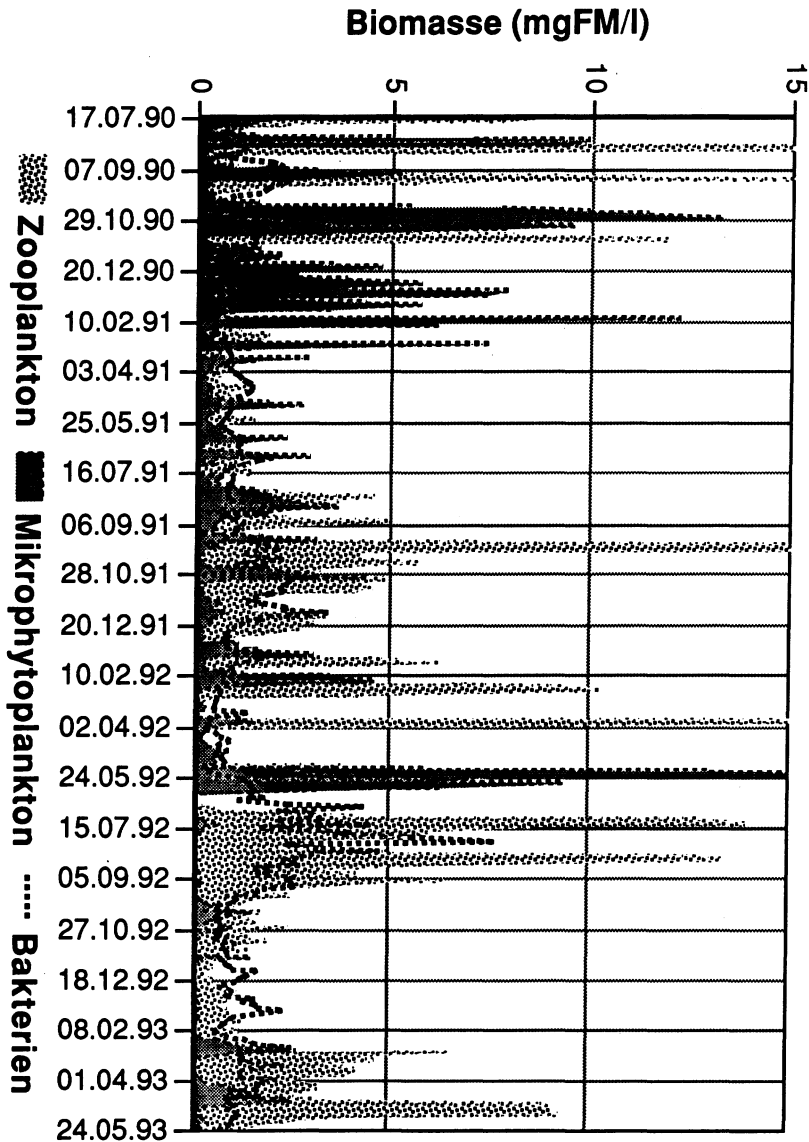


Abb. 20 Langzeit-Labmesokosmos-Experiment zur Chaosdynamik vereinfachter Planktonbiocoenosen. Mesokosmosgröße 100 l; konstante Temperatur; Licht-Dunkelwechsel; wöchentlich zweimalige Beprobung. Mikrophytoplankton (überwiegend Nanoflagellaten), Bakterien, Zooplankton.

mit denen anderer Gewässer, sondern auch die überraschend große Rolle des mikrobiellen Nahrungsgefüges in derartigen Gewässertypen nach. Die jetzt vorgelegten Ergebnisse belegen eine ungewöhnliche Sukzessionsentwicklung im Verlauf der zunehmenden Eutrophierung eines Flachwasserästuars. Ausgangspunkt ist der Verlust einer dominierenden autotrophen Komponente, des submersen Makrophytobenthos. Damit veränderte sich sowohl die Struktur des Biotops als auch die strukturellen und funktionellen Charakteristika der Biocoenose. Bei den Autotrophen verliert die Nährstofflimitation ihre wesentliche Bedeutung als Steuerglied. Ständige Nährstoffnachlieferungen aus dem Sediment und durch die Remineralisierungsprozesse im Pelagial stabilisieren hohe Phytoplanktonbiomassen. Im Vorteil sind bei einem erhöhten Angebot an "regenerierten" Nährstoffen (DUGDALE und GOERING 1967) kleine Phytoplankter auf Grund ihres günstigen Oberflächen-/Volumenverhältnisses. Die zunehmende Phytoplanktonbiomasse und der durch die ständige Aufwirbelung erhöhte Seston-gehalt im Freiwasser verschlechtern die Lichtbedingungen. Es entstehen zumindest zeitweise Bedingungen, wie wir sie in einem lichtlimitierten Turbidostaten vorfinden. Unter diesen Umständen setzen sich Phytoplanktonarten durch, die die beste Lichtgewinnung, die höchsten Wachstumsraten (KRÜGER et al. 1988) und/oder die geringsten Verluste aufweisen. Das sind zum einen Pico- und Nanophytoplanktonalgen, zum anderen Mikroalgen oder Nanophytoplankter, die auf Grund ihrer Struktur durch heterotrophe Organismen nur bedingt genutzt werden können.

Die Strukturveränderungen im Makrophytenbestand führten zum Verlust von Lebensräumen für heterotrophe Organismen. Gekoppelt mit funktionellen Veränderungen (z.B. höhere Primärproduktionsraten, ansteigende pH-Werte und höherer Ammoniakgehalt, quantitativ und qualitativ verändertes Nahrungsangebot) bedingen sie einen Struktur- und Funktionswandel innerhalb der Heterotrophen. Diese Veränderungen wurden nach einigen Jahren manifest. Dazu gehören der Anstieg der bakteriellen Sekundärproduktion und der Biomasse, der Rückgang des Metazooplanktons, das Entstehen von Freiräumen für die Entwicklung der HNF und der Ciliaten.

Offensichtlich stabilisieren sich die neuen Funktionen und Strukturen durch mehrdimensionale Wechselwirkungen untereinander und mit den abiotischen Faktoren. Was dabei als zeitweiser "quasistationärer" Systemzustand entsteht, ist wahrscheinlich zufällig. Die Prozesse, die dahin führen, können zumindest teilweise auf einfache Abhängigkeiten der gegenseitigen biotischen Verkopplungen (z.B. Größenselektivität des Fraßes; Populationsdynamik als Bilanz der Wachstums- und Verlustprozesse) und die Wirkung der abiotischen Faktoren (z.B. Begünstigung der HNF durch niedrigere Temperaturen im Vergleich mit den Ciliaten) zurückgeführt werden. Erste Einblicke in die Zusammenhänge konnten durch das Aufbrechen der "quasistationären" Zustände über das Setzen massiver Störungen in Mesokosmosuntersuchungen und über den Einsatz von Langzeitmesokosmen erhalten werden. Die exakte Aufklärung dieser Beziehungen wird aber durch die Vielfalt der beteiligten Organismen erheblich erschwert. Hinzu kommt, daß unsere Kenntnisse über die Aut- und Populationsökologie der

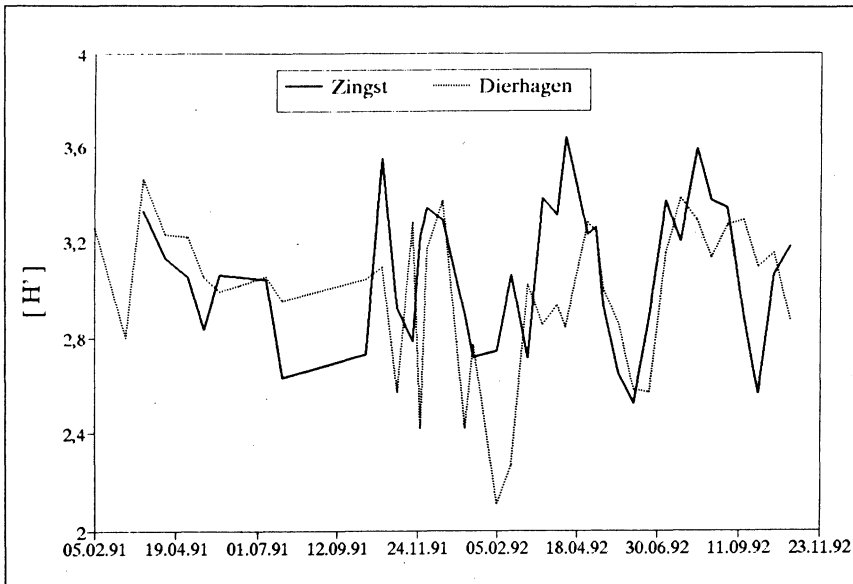


Abb. 21 Jahresverlauf der Phytoplanktondiversität (Shannon-Weaver-Index) 1991/92 im Zingster Strom und Dierhagen.

meisten Vertreter (z.B. Bakterien, HNF, Ciliaten, Picophytoplankton, Rotatorien) erst in den Anfängen stecken. Erste eigene Untersuchungen zur Autökologie von Picophytoplanktonstämmen, der HNF und der Rotatorien haben das sehr deutlich gemacht.

Als wichtiges Ergebnis der Veränderungen in der Pelagialbiocoenose resultiert die Beschleunigung aller ablaufenden Prozesse: Wachstum, Verlust, Remineralisierung. Für die heterotrophen Organismen und Prozesse trifft das allerdings nur dann uneingeschränkt zu, wenn genügend Sauerstoff vorhanden ist ("AGVER 92"). Der beschleunigte Stoffumsatz stabilisiert das Pelagialsystem (Abb. 21: Beispiel Phytoplanktondiversität). Die Einschaltung der 3-4 Trophiestufen des mikrobiellen Nahrungswebes erhöht die SINK-Funktion des Ökosystems für Kohlenstoff und Energie. Ob und in welchem Maße eine Aggregatbildung diesen Prozessen entgegenwirkt, muß erst noch geklärt werden.

Zusammenfassung

In eutrophen und polytrophen Gewässern wird bisher die Bedeutung des mikrobiellen Nahrungsgefüges unterschätzt. Geprüft wurde, ob in der durch anthropogene Belastung polytroph gewordenen Darß-Zingster Boddenkette eine Verstärkung des mikrobiellen Nahrungsgefüges stattgefunden hat. Die Analyse

erfolgte unter Einbeziehung von Freilanduntersuchungen, Freilandmesokosmos-, Labormikrokosmosexperimenten und autökologischen Untersuchungen.

Die Ergebnisse belegen:

- ♦ der Anteil des Mikrophytoplanktons wird zugunsten des Nano- und Pico-phytoplanktons verringert;
- ♦ ein zunehmender Übergang von der Nährstoff- zur Lichtlimitation hat stattgefunden;
- ♦ das Metazooplankton ist zugunsten des Mikro- und Protozooplanktons vermindert;
- ♦ die Bedeutung des mikrobiellen Nahrungsgefüges hat sich erhöht.

Daraus ergeben sich folgende Konsequenzen:

- ♦ die Pelagialprozesse (u.a. Wachstum, Remineralisierung, Verlust) sind beschleunigt;
- ♦ das bedingt einerseits die Stabilisierung der existierenden Pelagialbiocoenose, andererseits eine Erschwerung der Sanierung;
- ♦ die SINK-Funktion des Pelagialsystems ist erhöht.

Literatur

- ARNDT, H.: On the importance of planktonic protozoans in the eutrophication process of the Baltic Sea.- Int. Revue ges. Hydrobiol. 76, 1991. - S. 387 - 396
- AZAM, F., T. FENCHEL, J. G. FIELD, J. S. GRAY, L. A. MEYER-REIL and F. THINGSTAD: The ecological role of the water-column microbes in the sea.- Mar. Ecol. Progr. Ser. 10, 1983. - S. 257 - 263
- DALE, T. and P. H. BURKILL: Live counting - A quick and simple technique for enumerating pelagic ciliates.- Annales de L'Inst. Oceanogr. 34, 1982. - S. 267 - 276
- DUGDALE, R. C. and J. J. GOERING: Uptake of new and regenerated forms of nitrogen in primary productivity.- Limnol. Oceanogr. 12, 1967. - S. 196 - 206
- EDLER, L. ed. (1979): Recommendations on methods for marine biological studies in the Baltic Sea. Phytoplankton and chlorophyll.- The Baltic Marine Biologists Publ. No. 5
- GOMES, H. D. R., J. I. GOES and A. H. PARULEKAR: Size-fractionated biomass, photosynthesis and dark CO₂ fixation in a tropical oceanic environment.- J. Plankton Res. 14, 1992. - S. 1307 - 1329
- GRADINGER, R., T. WEISSE and T. PILLEN: Significance of picocyanobacteria in the Red Sea and the Gulf of Aden.- Botanica Marina 35, 1992. - S. 245 - 250
- HEERKLOSS, R. und U. VIETINGHOFF: Biomasseäquivalente planktischer und benthischer Organismen in den Darß-Zingster Boddengewässern.- Wiss. Z. Univ. Rostock 30, 1981. - S. 31-36
- HEERKLOSS, R., U. SCHIEWER, N. WASMUND and E. KÜHNER: A long-term study of zooplankton succession in enclosures with special reference to *Eurytemora affinis* (POPPE); Calanoida, Copepoda.- Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 1, 1993. - S. 25 - 35
- HOOD, R. R., S. NEUER and T. J. COWLES (1992): Autotrophic production, biomass and species composition at two stations across an upwelling front.- Mar. Ecol. Progr. Ser. 83, 1992. - S. 221 - 232
- JOCHEM, F.: Distribution and importance of autotrophic ultraplankton in a boreal inshore area (Kiel Bight, Western Baltic).- Mar. Ecol. Progr. Ser. 53, 1989. - S. 153 - 168
- KUOSA, H.: Picoplanktonic algae in the northern Baltic Sea: seasonal dynamics and flagellate grazing.- Mar. Ecol. Progr. Ser. 73, 1991. - S. 269 - 276

- KRÜGER, B., U. SCHIEWER und E. LIBBERT: Wachstum von Cyanobakterien und Chlorophyceen bei Einzel- und Mischkultivierung im Turbidostaten. I. Modellierung des Wachstums der einzelnen Komponenten unter kombinierter Licht-Temperatur-Einwirkung. *Biochem. Physiol. Pflanzen* 183, 1988.- S. 307 - 316
- LE BOUTEILLER, A., J. BLANCHOT and M. RODIER: Size distribution patterns of phytoplankton in the western Pacific: towards a generalization for the tropical open ocean.- *Deep-Sea Res.* 39, 1992.- S. 805 - 823
- PANKOW, H.: Ostsee-Algenflora.- Gustav Fischer Verl., Jena, 2. Aufl., 1990
- PORTER, K. G., H. PAERL, R. HODSON, M. PACE, J. PRICU, B. RIEMANN, B. SCAVIA and D. STOCKNER: Microbial interactions in lake food webs.- In: *Complex Interactions in Lake Communities*. Springer Verlag, New York, Berlin, Heidelberg, 1988.- S. 209 - 227
- PRENA, A.: Zur Bedeutung heterotropher Protozoen im Nahrungsgefüge des Zingster Stromes (Darß-Zingster Boddenkette).- Univ. Rostock, Diss. 1990
- PROBYN, T. A.: Ammonium regeneration by microplankton in an upwelling environment.- *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 37, 1985.- S. 53 - 64
- RHODE, K.-H. und D. NEHRING: Ausgewählte Methoden zur Bestimmung von Inhaltsstoffen im Meer- und Brackwasser.- *Geodät. u. geophysical. R.* IV H 27, 1979.- S. 1 - 68
- RIEMANN, B., H. M. SÖRENSEN, P. K. BJØRNSSEN, S. J. HORSTED, L. M. JENSEN, T. G. NIELSEN and M. SØNDERGAARD: Carbon budgets of the microbial food web in estuarine enclosures.- *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 65, 1990.- S. 159 - 170
- RING, M., R. HEERKLOSS und W. SCHNESE: Einfluß von Temperatur, pH und Nahrungsqualität unter Laborbedingungen auf *Eurytemora affinis*.- *Wiss. Z. Univ. Rostock, N.-Reihe* 34, 1985.- S. 22 - 26
- SAGERT, S., H. SCHUBERT und A. SUCHAU: Light and temperature adaptation of two picoplankton species in the bodden chain south of the Darss-Zingst peninsula.- *J. Plankton Res.* 15, 1993.- S. 953 - 964
- SCHIEWER, U.: In vitro primary productivity (assimilation number) of phytoplankton from the Darss-Zingst estuary.- *Limnologia (Berl.)* 15, 1984.- S. 577 - 579
- SCHIEWER, U.: Werner Schnese and the development of coastal waters ecology in Rostock, GDR.- *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 75, 1990.- S. 1 - 13
- SCHIEWER, U.: Charakterisierung der Rolle des Nano- und Picoplanktons im Prozeß der Eutrophierung.- In: *Ökologie eutrophierter Küstengewässer*, Teilbericht IV/5. Forschungsbericht Univ. Rostock für Staatl. Amt Umwelt und Natur, Rostock-Warnemünde, 1991
- SCHIEWER, U., H. ARNDT, H. BAADER, G. BALLIN, R. BÖRNER, F.-K. EVERT, F. GEORGI, R. HEERKLOSS, G. JOST, V. KELL, B. KRÜGER and Th. WALTER: The bounds and potential effects of NH_4 (loading) on the pelagic system of a Baltic estuary.- *Limnologia (Berl.)* 17, 1986.- S. 7 - 28
- SCHIEWER, U. and G. JOST: The microbial food web in eutrophic shallow estuaries of the Baltic Sea.- *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 76, 1991.- S. 339 - 350
- SCHIEWER, U., R. SCHUMANN, G. JOST and C. SIEVERT: Microbial food web dynamics in tideless eutrophic estuaries of the Baltic Sea.- *Kieler Meeresforsch.*, SH. 8, 1991.- S. 20 - 28
- SCHIEWER, U., G. SCHLUNGBAUM und E. A. ARNDT (1992): Monographie der Darss-Zingster Boddenkette. Überblick über 20 Jahre Boddenforschung.- *Forschungsbericht FB Biol.*, Univ. Rostock. Staatl. Amt Umwelt und Natur, Rostock-Warnemünde
- SCHIEWER, U., G. JOST, R. HEERKLOSS, G. KLINKENBERG, R. SCHUMANN, H.-P. SPITTLER, H. SCHUBERT und G. NAUSCH: Massiver Bakterieneintrag in das Pelagialökosystem eines Ästuars.- DGL, Erweiterte Zusammenfassung Jahrestagung Konstanz 1992, Bd. 1, 84-89
- SCHUMANN, R.: Zur Rolle des Pico- und Nanophytoplanktons im mikrobiellen Nahrungsgefüge der Darß-Zingster Boddenkette.- *Math.-Nat. Fak.*, Univ. Rostock, Diss. 1993
- SCHINDLER, D. W., R. V. SCHMIDT and R. A. REID: Acidification and bubbling as an alternative to filtration in determining phytoplankton production by the ^{14}C -method.- *J. Fish. Res. Board Canad.* 29, 1972.- S. 1627 - 1631
- SCHNESE, W.: Estimations of plankton production in shallow inlets of the GDR Baltic coastline.- *Merentutknuslelt. Julk Havsforskning Skr.* 239, 1975.- S. 131 - 136

- SHERR, E. B. and B. F. SHERR: Role of microbes in pelagic food webs: a revised concept.- *Limnol. Oceanogr.* 33, 1988.- S. 1225 - 1227
- SHERR, B. F. and E. B. SHERR: Proportional distribution of total numbers, biovolume, and bacterivory among size classes of 2 - 20 μm nonpigmented marine flagellates.- *Mar. Microb. Food Webs* 5, 1991.- S. 227 - 237
- SIMEK, K., M. MACEK, J. SEDA and V. VYHNÁLEK: Possible food chain relationships between bacterioplankton, protozoans and cladocerans in a reservoir.- *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 75, 1990.- S. 781 - 794
- SIMON, M. and F. AZAM: Protein content and protein synthesis rates of planktonic marine bacteria.- *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 51, 1989.- S. 201 - 213
- SÖNDERGAARD, M., L. JENSEN and G. AERTEBJERG: Picoalgae in Danish coastal waters during summer stratification.- *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 79, 1991.- S. 139 - 149
- STEEMANN-NIELSEN, E.: The use of radioactive carbon (^{14}C) for measuring organic production in the sea.- *J. Cons. Int. Explor. Mer* 18, 1951.- S. 117 - 140
- STOCKNER, J. G. and K. G. PORTER: Microbial food webs in freshwater planktonic ecosystems.- In: *Complex Interactions in Lake Communities*. S. T. CARPENTER (ed.) - Springer Verlag, New York, Berlin, Heidelberg, 1988.- S. 69 - 84
- STOCKNER, J. G. and K. S. SHORTEED: Response of *Anabaena* and *Synechococcus* to manipulation of nitrogen: phosphorus ratios in a lake fertilization experiment.- *Limnol. Oceanogr.* 33, 1988.- S. 1348 - 1361
- TEIXEIRA, C. and S. A. GAETA: Contribution of picoplankton to primary production in estuarine, coastal and equatorial waters of Brazil.- *Hydrobiol.* 209, 1991.- S. 117 - 122
- UEHLINGER, U. and J. BLOESCH: Primary production of different phytoplankton size classes in an oligo-mesotrophic Swiss lake.- *Arch. Hydrobiol.* 116, 1989.- S. 1 - 21
- WALKER, D. R. and W. T. PETERSON: Relationships between hydrography, phytoplankton production, biomass, cell size and species composition, and copepod production in the Southern Benguela upwelling system in April 1988.- *S. Afr. J. mar. Sci* 11, 1991.- S. 289 - 305
- WASMUND, N. and R. HEERKLOSS: Seasonal and long-term succession of phytoplankton in shallow coastal water of the Southern Baltic Sea.- *Studia Mat. Oceanol. No. 64, Marine Pollution* 3, 1992.- S. 203 - 213
- WEISSE, T.: The microbial food web and its sensitivity to eutrophication and contaminant enrichment: a cross-system overview.- *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 76, 1991.- S. 327 - 337
- WÜNSCH, J.-U.: Zur Rolle der heterotrophen Nanoflagellaten im Ästuarökosystem der Darß-Zingster Boddenkette.- *Univ. Rostock, Diplomarbeit*, 1992

Verfasser

Prof. Dr. habil. Ulrich Schiewer
 Dr. Rehna Schumann
 PD Dr. habil. Reinhardt Heerkloss
 Dr. Gertraud Klinkenberg
 Universität Rostock
 FB Biologie
 18051 Rostock

Ulrich Schiewer

Regulationsmechanismen und Wechselwirkungen zwischen Pelagial und Benthos

Abstract

Phytoplankton is the most important primary producer in the investigated highly eutrophic ecosystem. It is controlled by the influences of abiotic factors mainly. Biotic regulation processes are governed by the microbial web interactions in the pelagic zone. Bacteria are the most important secondary producers while protozoans act as the main nutrient remineralizers. The high detritus content plays an important role in ecosystem stabilization. The dominance of the microbial food web leads to enhanced flow rates, high buffering capacity and reduced restoration possibilities in the ecosystem. There is an undesirable lack of knowledge in regulation phenomena among biota in the sediment.

In den Mittelpunkt der Betrachtungen soll die Regulation des Kohlenstoffumsatzes gestellt werden. Die wichtigsten Kohlenstoffquellen der DZBK sind entsprechend ihrer Bedeutung: die Phytoplankton- und Makrophytenproduktion (POC, DOC), der allochthone Kohlenstoffeintrag (POC, DOC), die bakterielle Sekundärproduktion (POC) und die Mikrophytobenthosproduktion (POC, DOC).

In Tab. 1 sind die Produktionsleistungen der autotrophen Komponenten für den Barther Bodden von WASMUND (1986) berechnet und zusammengestellt worden.

Nach den bisherigen Befunden dürfte damit zumindest während der Vegetationsperiode von April bis November eine ausreichende DOC-Versorgung für die Bakterien vorliegen. Deren Entwicklung wird damit offenbar weitgehend über Top-down-Regulationen kontrolliert. Hervorzuheben ist, daß sie die wichtigsten Sekundärproduzenten in der DZBK sind, während ihnen als "Mineralisierer" nur eine untergeordnete Rolle zukommt. Die entscheidenden "Mineralisierer" sind die Protozoen. Daneben spielen für kurze Zeiträume die Copepoden (April/Mai) und die Rotatorien (Juli/August) eine größere Rolle.

Tabelle 1 Gesamtbilanz der Nettoprimärproduktion (NP) im Barther Bodden für den Zeitraum von April bis Oktober (nach WASMUND 1986).

Organismengruppe			NP in den bis 1 m tiefen Teilen	
	in t C	in %	in t C	in %
Phytoplankton	3.500	93,0	480	64,7
Makrophytobenthos	95	2,5	95	12,8
an Schilf angeheftetes Mikrophytobenthos	7	0,2	7	0,9
epipsammisches Mikrophytobenthos	160	4,3	160	21,6
SUMME	3 762	100	742	100

Das gesamte verfügbare POC- und DOC-Angebot aus den oben genannten Quellen wird in den 3 Reaktionsräumen Pelagial, Präsediment und Sediment umgesetzt. Die Ausweisung einer eigenständigen Detritusnahrungskette, wie sie üblicherweise in Ästuaren erfolgt, ist nach unserer Ansicht überholt. Das Detritus (DOC und totes POC) ist vielmehr ein immanenter Bestandteil aller wesentlichen Kohlenstoffflüsse in der DZBK. Er wird fast stets zusammen mit lebendem Material (Bakterien, Pico-, Nano-, Netzplankton etc.) genutzt. Dabei gehören Umsteuerungen in seiner Nutzung zu den typischen Regulationsmechanismen im untersuchten Ökosystem. Die Umsteuerungen sind bedingt durch:

- Zeitweise Veränderungen in der Intensität der autotrophen Primärproduktion
- Jahreszeitliche Veränderungen, z. B. durch Verringerung des Angebotes an lebendem POC im Winterhalbjahr
- Durch den Umsatzort, z. B. der deutlich höhere Detritusanteil im C-Umsatz des Sediments.

Die Abb. 1 gibt einen Überblick über die Bedeutung der einzelnen Organismengruppen (Biomasse und Umsatzleistung) für den Kohlenstoffumsatz.

Sie verdeutlicht die dominierende Rolle des mikrobiellen Nahrungsgefüges in allen 3 Reaktionsräumen. Nachteilig ist, daß zwischen der Präsediment- und Pelagialeistung zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht ausreichend differenziert werden kann. Wir vermuten aber, daß durch die Verdichtung von Grazing-Netzen bei der Partikelbildung dem Präsediment die entscheidende Rolle im Gesamtstoffwechsel der DZBK zukommt.

Fassen wir den Gesamtprozeß in einen Pelagial-Präsediment-Komplex und in einen Präsediment-Sediment-Komplex zusammen, so ergeben sich die in Abb. 2 und 3 dargestellten Hauptprozesse.

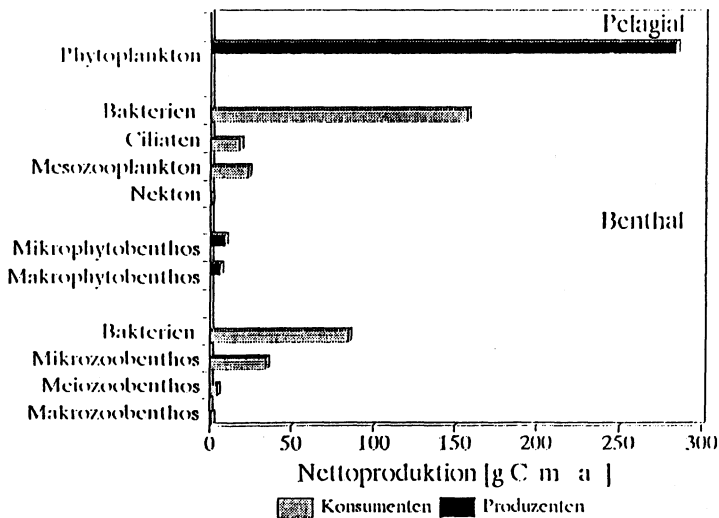
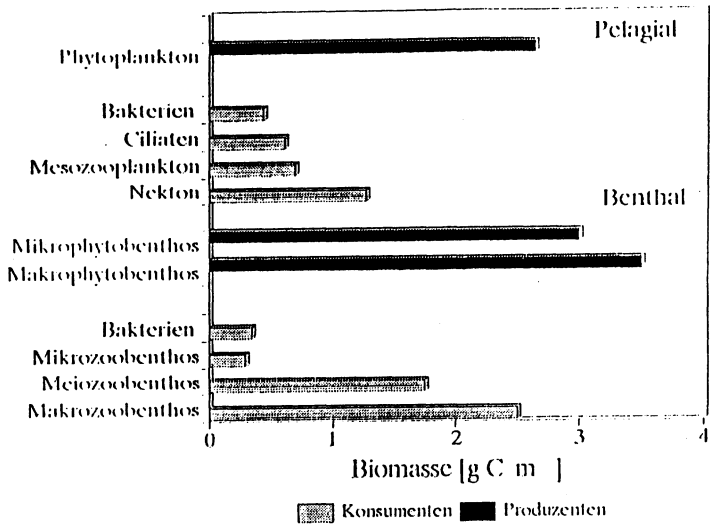


Abb. 1 Biomasse und Produktionsanteile der wichtigsten funktionellen Gruppen im Barther Bodden.
 a. Biomasse in $\text{g C} \cdot \text{m}^{-2}$
 b. Nettojahresproduktion in $\text{g C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$.

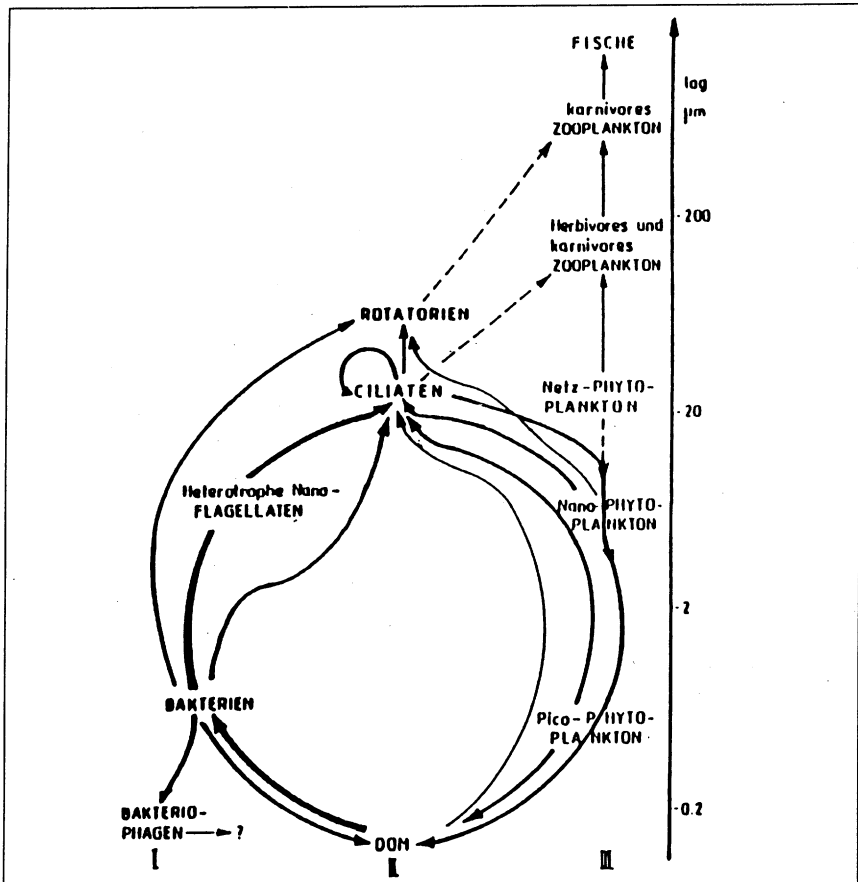


Abb. 2 Vereinfachtes Gesamtschema des Nahrungsgefüges im Pelagialsystem der Darß Zingster Boddenkette.
Sommersituation. I = Nebenkette über Bakteriophagen; II = mikrobielles Nahrungsgefüge. Hauptweg des Kohlenstoffumsatzes unter Einbeziehung des Pico- und Nanophytoplanktons; III = "Weidenahrungskette"; typischer Teil Netzphytoplankton - Evertebraten - Fische; nur von untergeordneter Bedeutung.

Durch die aeroben Bedingungen im Pelagial-Präsediment-Komplex weist dieser ein höheres Leistungsvermögen auf. Zusammen mit dem weitaus größeren aeroben Reaktionsraum in der DZBK verlaufen die Hauptflüsse des Kohlenstoffkreislaufes und damit des Energieflusses über den Pelagial-Präsediment-Komplex. Die typische "Weidenahrungskette", ausgehend vom Netzphytoplankton, ist nur von geringer Bedeutung. Die Begrenzung liegt in den Biomassen und

Umsatzraten der Crustaceen. Die am mikrobiellen Nahrungsgefüge (Abb. 2 und Abb. 3) beteiligten Organismen gehören vorwiegend dem Größenbereich von 0 bis 200 μm an. Sie verfügen damit über sehr gute Oberflächen/Volumen-Relationen. Das fördert den Stoffaustausch mit der Umwelt, sichert hohe Umsatzraten (P/B-Werte) und hohe Respirations/Biomasse-Verhältnisse. Daraus ergeben sich Konsequenzen mit großer praktischer Bedeutung:

- Erhebliche Beschleunigung aller Kreislaufprozesse und Energieflüsse
- Schnelle Remineralisierung der wichtigsten Nährstoffe, vor allem N und P. Diese "regenerierten" Nährstoffe sind in zunehmenden Maße der Eutrophierungsfaktor über den hohe Phytoplanktonbiomasse ohne Zufuhr zusätzlicher Nährstoffe von außen ("neue" Nährstoffe) im Pelagial erhalten werden können.

Die Flachheit der Boddengewässer bedingt ständige Wechselwirkungen von Pelagial, Präsediment und Sediment. Ausdruck dessen ist die Existenz eines leichtbeweglichen Präsediments (Rebound Particles). Es besteht vorwiegend aus toten und lebenden organischen sowie aus anorganischen Materialien. Durch Strömung und Wind gelangt es in grobdisperser Form in das Pelagial (Abb. 4).

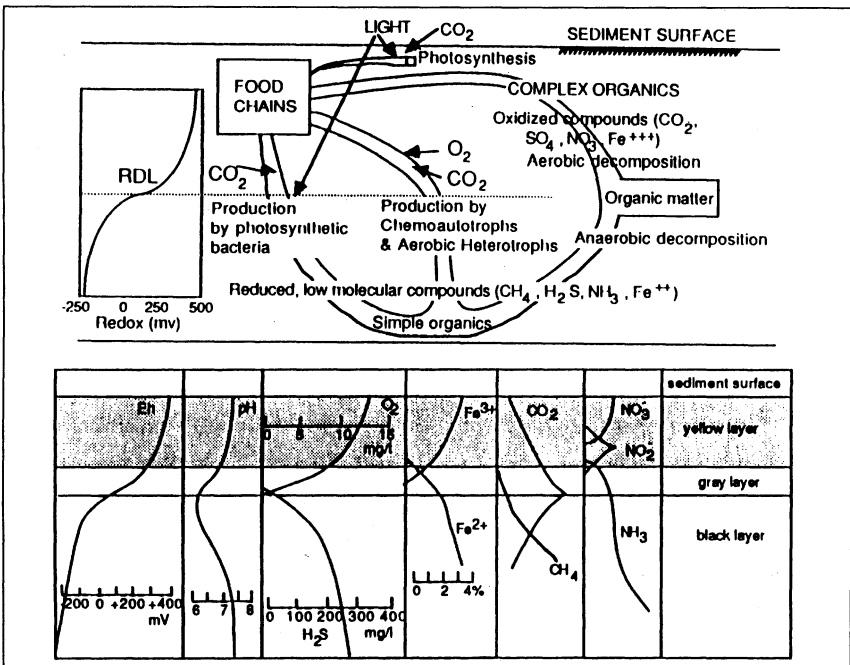


Abb. 3 Umsatzleistungen im Sediment. FENCHEL und RIEDL (1970). Schematische Darstellung des Energieflusses und wichtiger mikrobieller Prozesse sowie der Vertikalprofile Eh, pH u.a. in Ästuarsedimenten im Bereich der Redoxsprungschicht.

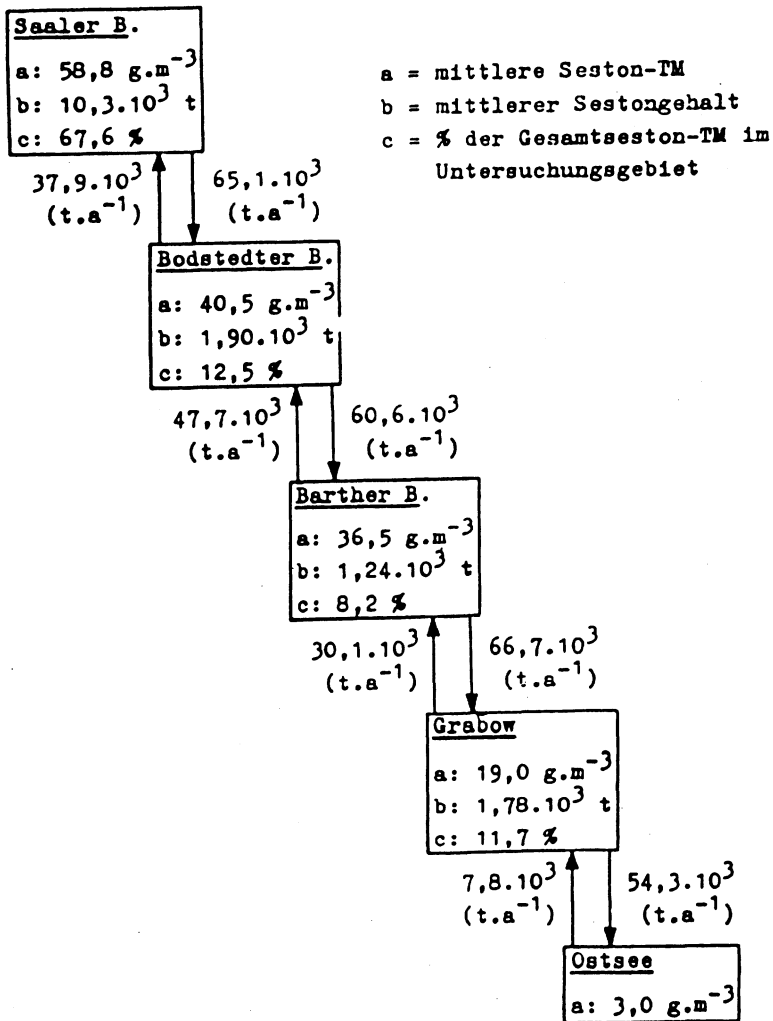


Abb. 4 Sestongehalt in der Darß-Zingster Boddenkette (nach GEORGI 1983).

Neuere Untersuchungen im Zingster Strom zeigen, daß sich die relativen Verhältnisse im Seston gegenüber den Bedingungen von 1983 (GEORGI 1983) trotz absoluter Veränderungen nicht wesentlich verschoben haben. Der Detritusgehalt betrug in Experimentalansätzen mit einer verstärkten Stickstofflimitation noch 82% des Gesamtsestons (GEORGI 85 - 97% im Juni/Juli seiner Untersuchungsperiode). Eine stärkere Verschiebung war durch Nährstoffanreicherungen möglich. Unter den gewählten Bedingungen erreichten wir im Juni/Juli ein Absenken des Detritusanteils auf 62%, verbunden mit einem Anstieg vor allem von lebendem Phytoplankton. Mobilität und der ständige Wechsel zwischen einer sedimentierten und einer dispersen Verteilung des Präsediments im Pelagial dürften entscheidend die Umsatzleistungen und die Produktivität der beteiligten autotrophen und heterotrophen Organismen beeinflussen. Eindeutige Aussagen dazu fehlen bisher, sie sind aber für das Verständnis der Vorgänge im Boddenökosystem bedeutsam.

Die anaeroben Prozesse des C-Umsatzes im Präsediment-Sediment-Komplex sind an die Remineralisierung, Denitrifikation, H_2S - und Methanbildung gekoppelt. Steuernd auf die Remineralisierung wirken der Versorgungsgrad mit organischem Kohlenstoff, die Sauerstoffversorgung, die Verfügbarkeit von SO_4 , NO_3 und von CO_2 . Die vertikalen Gradienten im Sediment (Abb. 3b) bestimmen die Umsatzart und die Höhe der Energieausbeuten. Genaue Aussagen zur Regulation sind z.Z. nicht möglich. Ein wichtiger negativer Einflußfaktor ist H_2S . Es entsteht als Produkt der SO_4 -Reduktion und ist für viele Organismen toxisch. Andererseits stehen aber H_2S , NH_4 und CH_4 den chemoautotrophen Bakterien als Energiequellen zur Verfügung. Ihr Anteil am Gesamtkohlenstoffumsatz dürfte aber nur relativ gering sein.

Meio- und Makrozoobenthos sind am Gesamtumsatz meist nur in geringem Maße beteiligt. Untersuchungen von ARLT und ARNDT zeigen aber, daß durch zeitweise Massenentwicklung eine deutliche Beeinflussung der Stoffflüsse vorliegen kann. Weit größer aber dürfte ihr indirekter Einfluß über die Bioturbation sein. Sie verbessert die Sauerstoffzufuhr zum Sediment, vergrößert den Reaktionsraum und führt zum Abbau von Konzentrationsgradienten. Eine Quantifizierung und Detailanalyse dieser Prozesse steht noch aus. Erweiterte Kenntnisse wurden in den letzten Jahren vor allem für das Pelagial durch Experimentalanalysen mittels Freiland- und Labormesokosmen erarbeitet. Drei Aspekte der Regulation sind besonders hervorzuheben:

- ♦ Die Erhöhung der autotrophen Produktivität und Biomasse verändert die relativen Anteile der beteiligten Produzenten (Abb. 5a). Sie verändert aber nicht die relativen Anteile der beteiligten Sekundärproduzenten.
- ♦ Eine ständig hohe (N + P)-Versorgung verschiebt die Relationen lebendes Phytoplankton/Detritus zugunsten des ersteren (Abb. 5c).
- ♦ Unter den aeroben Bedingungen des Pelagials führt die durch (N + P)-Zusatz bedingte Steigerung der autotrophen Produktion und Biomasse nicht zu einer Erhöhung des Trockenmassegehaltes gegenüber der unbehandelten Kontrolle (Abb. 6).

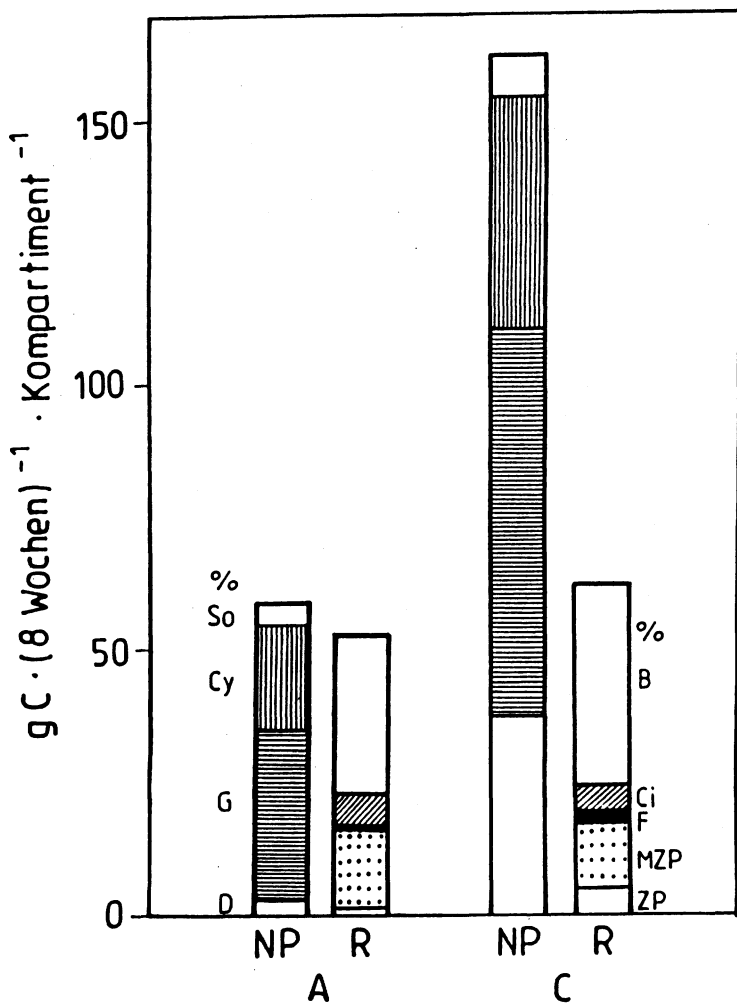


Abb. 5 Kohlenstoffumsatzraten in Flachwassermesokosmen.

A = Kontroll-Enclosure mit N-Limitation; C = (N + P)-angereicherter Enclosure.

NP = Nettoprimärproduktion; R = Respiration; Cy = Cyanobakterien; G = Grünalgen;

D = Diatomeen; B = Bakterien; Ci = Ciliaten; F = Flagellaten; MZP = Rotatorien;

ZP = Calaniden.

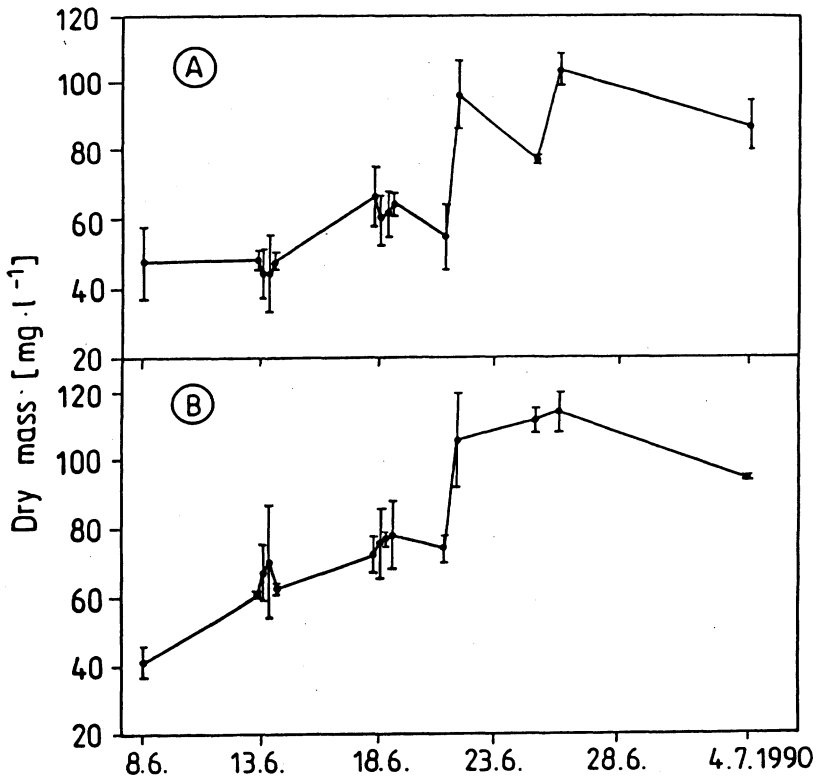


Abb. 6 Trockenmasseentwicklung in Mesokosmen; Sommersituation Zingster Strom.
 A = Kontroll-Enclosure; hocheutrophe Pelagialbiocenose unter fortschreitender N-Limitation. B = (N + P)-angereicherter Enclosure, bei dem das Phytoplankton lichtlimitiert ist.

Daraus läßt sich eine hohe Stabilität des Pelagial-Präsediment-Komplexes ableiten. Durch den überwiegenden Aufbau dieses Ökosystemkomplexes aus mikrobiellen Organismen vermag es schnell auf Belastungen zu reagieren und gleichzeitig über die Erhöhung der Reaktionsgeschwindigkeiten diese Belastungen abzuf puffern. Enge interne Verkopplungen innerhalb der Heterotrophen sichern die Stabilität ihrer Biomassen. Eine wichtige Schaltstelle in diesem Steuerungsmechanismus sind offenbar die Ciliaten und in den Sommermonaten der Ciliaten-Rotatorien-Komplex. Die sich daraus ergebenden praktischen Konsequenzen sind widersprüchlich:

- Zum einen sichert der Pelagial-Präsediment-Komplex bei zunehmender anorganischer und organischer Belastung die Stabilität des Gesamtsystems.
- Zum anderen stabilisiert er aber auch den bestehenden Ökosystemzustand gegen jede Art von Sanierungsmaßnahmen.

Eine wichtige systemstabilisierende Komponente ist der Detritus. Er kann in unterschiedlicher Weise von den Heterotrophen genutzt werden. Für das Phytoplankton begrenzt er über Lichtabsorption und -streuung das verfügbare Licht. Bei Sedimentation des Detritus während windstiller und sonniger Perioden besteht in zunehmenden Maße die Gefahr des Auftretens massiver Pico- und Nanophytoplanktonblüten (Grünalgen, Cyanobakterien). Da es sich beim Picophytoplankton unter mehr brackigen Bedingungen vorwiegend um Cyanobakterien handelt, ist das Auftreten toxischer Formen nicht auszuschließen. Das gilt auch für toxische Flagellaten.

Um die Frage zu klären, wie effektiv Eingriffe in das bestehende Ökosysteme überhaupt sein können, eignet sich ein Blick auf die bisherige Systementwicklung. Sie ist geprägt durch eine nichtlineare Zunahme des Trophiegrades in den letzten 30 Jahren (Abb. 7).

Unsere 20-jährigen Untersuchungen haben gezeigt, daß die Veränderungen um 1969 eine Folge des erhöhten Eintrags anorganischer Nährstoffe waren. Offen ist, wie stark sich der Zusammenbruch der Makrophytenvegetation in den westlichen Boddenteilen darauf ausgewirkt hat. Die dramatischen Trophie-

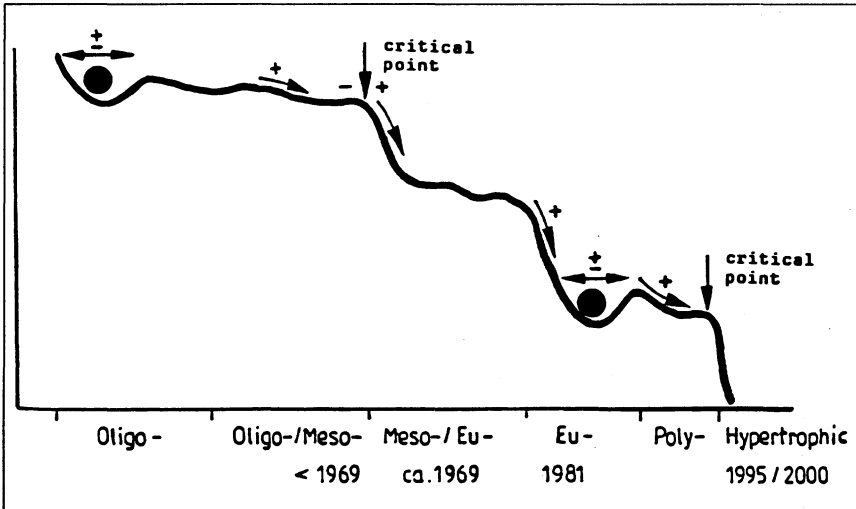


Abb. 7 Hypothesisches Modell zum Eutrophierungsverlauf im Barther Bodden (nach SCHIEWER 1985).

veränderungen um 1981 waren mit dem Zusammenbruch der bis dahin in den Flachwasserbereichen der östlichen Bodden dominierenden submersen Makrophyten verbunden. Dieser Zusammenbruch wurde offenbar durch niedrige Salzgehalte und höhere Süßwassereinträge beschleunigt. Gegenwärtig vollzieht sich wahrscheinlich eine Umstrukturierung des Planktons, wobei das Nano- und Picoplankton begünstigt zu sein scheinen.

Aus den beschriebenen Abläufen läßt sich folgern, daß Sanierungsmaßnahmen in 3 Richtungen zu gehen haben:

- ♦ Reduktion des externen punktuellen und diffusen (N + P)-Eintrages
- ♦ Förderung des Netzplanktons
- ♦ Massive Förderung der submersen Makrophyten.

Der durch die Entwicklung zur Pico- und Nanoplanktondominanz im Pelagial erreichte Eutrophierungszustand bedingt allerdings, daß selbst umfangreiche Sanierungsmaßnahmen über Jahre hinaus vor allem in den westlichen Bodden kaum sichtbare Erfolge zeitigen werden. Es ist vielmehr damit zu rechnen, daß im Zuge der Sanierung zeitweise massive Phytoplanktonblüten auftreten können.

Literatur

- FENCHEL, T. M. and R. J. RIEDL: The sulfid system: a new biotic community underneath the oxidized layer of marine sand bottoms. - *Marine Biology* 7, 1970, - S. 255 - 268
- GEORGI, F.: Untersuchungen zur Variabilität von Quantität und Qualität des Sestons in den Darß-Zingster Boddengewässern. - Diss. A, Univ. Rostock, 1983
- MARTENS, C. S.: Some of the chemical consequences of microbially mediated degradation of organic materials in estuarine sediments. - *Biogeochem. of estuarine sediments*. UNESCO, Paris, pp., 1978, - S. 266 - 278
- SCHIEWER, U.: Analyse und Bewertung des im 5-Jahreszeitraum 1981/85 erreichten Kenntnisstandes und seine volkswirtschaftliche Verwertbarkeit auf der Grundlage der erbrachten Teilleistungen. - Forschungsbericht A4, Univ. Rostock, 1985
- WASMUND, N.: Die Größe der Primärproduktion im Barther Bodden (südliche Ostsee) unter besonderer Berücksichtigung des Mikrophytobenthos. - *Wiss. Z. Univ. Rostock* 35, 1986, S. 22 - 27

Verfasser

Prof.Dr. habil. Ulrich Schiewer
Universität Rostock
FB Biologie
18051 Rostock

Günter Schlungbaum; Ulrich Schiewer; Ernst A. Arndt

Beschaffenheitsentwicklung und Klassifizierung der Darß-Zingster Boddengewässer mit ausgewählten Vergleichen zu anderen Bodden und Haffen

Abstract

The waters of the Darss-Zingst Bodden chain are classified using two different evaluation systems. The system of the Regional Authority for Environment and Nature is used together with the system of the Department of Biology, University of Rostock. The University's system considers the biological characteristics of the Bodden in relation to the natural conditions always acting on these waters. Salinity is assessed separately with the VENEDIG-system.

The Darss-Zingst Bodden chain could have a balanced nutrient budget but instead a polytrophic character has been found. There is therefore a need for a redevelopment plan.

1 Einleitung

Parallel zur geologischen Entwicklung (vgl. SCHLUNGBAUM, BAUDLER und NAUSCH, 1994) und mit ihr verbunden verlief die Ökosystementwicklung der Darß-Zingster Bodengewässer (DZBK). Ihr Ablauf entsprach in modifizierter Weise den von WETZEL (1979) erarbeiteten Vorstellungen zur Seenontogenese. Charakteristisch für das Flachwasserökosystem DZBK war bis Ende der 50er Jahre der prägende Einfluß der Makrophyten. Sie stabilisierten zunächst auch über die zeitweise Festlegung von Nährstoffen die erhöhten Nährstoffeinträge in die DZBK. Gleichzeitig verminderten sie die Sedimentbeweglichkeit und die Phytoplanktonproduktivität. In der Folgezeit führte der sich fortsetzende Stickstoff- und Phosphor-Eintrag über die Förderung des Phytoplanktons und von Aufwuchsalgen (z.B. *Cladophora*) zur Lichtlimitation der submersen Makrophyten. Damit ging die natürliche Ökosystementwicklung in eine außerordentlich beschleunigte anthropogene Eutrophierung über. Sie ist gekennzeichnet durch gestörte Energieflüsse und Stoffkreisläufe. Dazu gehören die Beschleunigung der Stoffwechselprozesse, Umstrukturierungen im physikalischen, chemischen und biologischen Bereich sowie die Veränderungen von Wechselwirkungen und damit von Steuerungsprozessen im Pelagial, Benthos und Sediment. Veränderungen in den biologischen Strukturierungen durch Ausfall von Arten, Einwän-

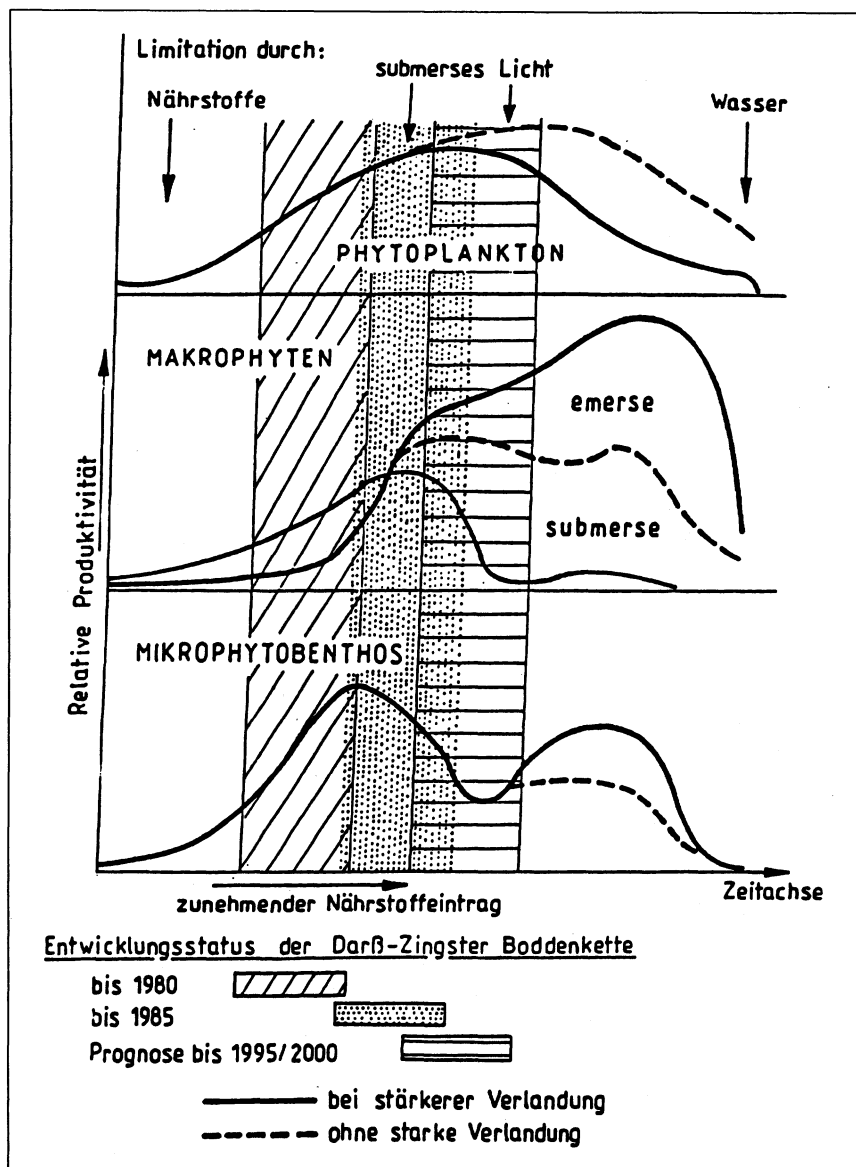


Abb. 1 Modellvorstellung zur Ontogenese des Barther Boddens SCHIEWER (1985). Adaptation des Seenentwicklungsschema von WETZEL (1979).

derung neuer Arten und Dominanzveränderungen bedingen grundsätzliche Veränderungen im Ökosystem. Eine solche Umstrukturierung vollzieht sich gegenwärtig sowohl innerhalb der Makrophyten, als auch im Plankton und im Sedimentbereich. Noch ist eine Wiederbesiedlung mit der ursprünglich vorhandenen submersen Makrophytenvegetation möglich, da innerhalb der Boddenkette die für eine Neubesiedlung erforderliche submerse Makrophytenpopulationsdichte noch vorhanden ist. Dazu sind Verbesserungen der Lichtbedingungen und die Reduktion des Nährstoffeintrages notwendig. Wird diese Chance nicht genutzt, kommt es zu einer anthropogen bedingten langfristig veränderten Ontogenese der DZBK.

Exakte Aussagen über solche Veränderungen bedürfen des Vergleichs mit naturnahen Ökosystemen. Ferner sind boddentypische Einordnungs- oder Klassifizierungsmerkmale zu erarbeiten, anhand derer sowohl eine fortschreitende Verschlechterung als auch die möglichen Sanierungserfolge ablesbar sind. Für eine routinemäßige Erfassung empfiehlt sich der Aufbau eines Indikatorsystems. Die biologische Basis dieses Indikatorsystems müßten stenopotente Charakterarten der DZBK sein.

2 Methoden zur Klassifizierung und Bewertung von Küstengewässern

2.1 Klassifizierung nach dem Gewässergütebericht 1991

Im Gewässergütebericht 1991 für Mecklenburg-Vorpommern (Umweltministerium, 1992) werden die DZBK hinsichtlich ihrer organischen Belastung und Trophie als ein stark eutrophes bis polytrophes Gewässer ausgewiesen. Die Zusammenfassung in Tab.1 zeigt, daß von Ost nach West entsprechend den hydrologisch/hydrographischen Bedingungen (vgl. SCHLUNGBAUM, BAUDLER und NAUSCH, 1994) eine allgemeine Verschlechterung der Gewässerbeschaffenheit zu verzeichnen ist. Die Tab.1 enthält auch die Beschaffenheitsklassifizierung anderer innerer Küstengewässer.

Dieser Klassifizierung liegt eine Methodik zu Grunde, wie sie im Landesamt für Umwelt und Natur angewendet wird (BACHOR und von WEBER, 1991). Danach wird mit 3 Merkmalsgruppen gearbeitet:

- I Trophie und organische Belastung
- II mineralische Kriterien
- III besondere und hygienisch relevante Kriterien.

Für die hier interessante Merkmalsgruppe I werden die folgenden Parameter herangezogen und bewertet:

o-Phosphat, Gesamtphosphat, anorganischer Stickstoff, Phytoplanktonvolumen, Chlorophyll a, Sichttiefe, Schwankungsbreite der Sauerstoffsättigung, BSB₂ und CSV-Mn.

Grundsätzlich nicht berücksichtigt werden die in Flachgewässern immer wirkende Sedimentbeschaffenheit und die Wechselwirkung zwischen Wasser und Sediment. Die Bewertung erfolgt nach 6 Beschaffenheitsklassen:

Klasse 1	oligotroph
Klasse 2	mesotroph
Klasse 3	eutroph
Klasse 4	stark eutroph
Klasse 5	polytroph
Klasse 6	hypertroph

Tabelle 1 Klassifizierung innerer Seegewässer an der Küste Mecklenburg-Vorpommern auf der Basis der organischen Belastung und Trophie (aus: Gewässergütebericht, 1991)

Gewässerteil	Klassenspannbreite 1986-1990	Mittel 86/90	1991
Darß-Zingster Boddengewässer			nur Ostteil !
- Barther Fahrwasser	3,2 - 4,0	3,6	)
- Grabow	3,4 - 4,4	3,9	) 4,4
- Barther Bodden	4,0 - 4,7	4,4	)
- Zingster Strom	4,1 - 5,1	4,5	)
- Bodstedter Bodden	4,3 - 4,7	4,5	
- Saaler Bodden	4,8 - 5,5	5,2	
- Ribnitzer See	5,2 - 5,5	5,4	
Spannbreite über alle Gewässerteile			
- Wismarer Bucht	2,1 - 4,1	2,4 - 3,8	2,7
- Unterwarnow/Breitling	2,9 - 5,4	3,7 - 5,0	4,2
- Nordrügensche Bodden 1990	2,6 - 4,0	-	4,4*
- Kubitzer Bodden und Strelasund	2,8 - 3,7	3,0 - 3,4	3,2
- Greifswalder Bodden	2,5 - 4,3	3,1 - 3,9	2,7**

- * Kleiner Jasmunder Bodden
- ** Zentral Bodden

2.2 Klassifizierung der Gewässerbeschaffenheit durch den FB Biologie

Die in Tab. 1 ausgewiesenen Werte für die Gewässerbeschaffenheit sind schon längere Zeit ein Zeugnis einer besorgniserregenden Situation. Eine einheitliche und den praktischen Erfordernissen entsprechende gleichartige Bewertung für die Entwicklung des Gewässerzustandes war erforderlich. Durch die Sektion/den FB Biologie der Universität liegen über 20jährige Erfahrungen durch die sehr komplexe ökologische Küstengewässerforschung für eine Einschätzung der Gewässerbeschaffenheit vor. Es sollten die Besonderheiten der gezeitenlosen und in ihrer Gewässermorphologie sehr unterschiedlichen Systeme innerer Seegewässer mit dem Stand neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse berücksichtigt werden. Ein von FB Biologie 1987 vorgelegter Standardentwurf für innere Seegewässer (= Bodden und Haffe) geht darum von den folgenden Voraussetzungen aus (SCHLUNGBAUM und NAUSCH 1987, SCHLUNGBAUM, 1988, 1989 sowie SCHLUNGBAUM und NAUSCH 1991):

- Es sollte keine Vermischung von Naturfaktoren (z.B. Salzgehaltsverteilung und Salzgehaltsvariabilität) und von mehr anthropogen geprägten Parametern (z. B. Trophie, organische Belastung, Kontamination) geben. Schließlich kann sowohl ein salzärmeres wie auch ein salzreicheres Ästuar eine gute oder schlechte Wasserqualität besitzen. Darum wird der Naturfaktor Salzgehalt getrennt/unabhängig klassifiziert.
- Bei den Kriterien der organischen Belastung und der Trophie werden nicht nur mehr biologische Kriterien (u. a. auch Zusatzkriterien) berücksichtigt, sondern auch ihre örtliche und zeitliche Variabilität, wobei insbesondere die Jahresgänge stärker integriert werden. Biologische Parameter, z.B. Indikatororganismen geben der Beschaffenheitsansprache in den sehr heterogen geprägten Gewässern mehr Sicherheit.
- Die für Flachgewässer typischen Einflüsse des Sediments, incl. der Wechselwirkungen werden selbst und auch in ihrer Wirkung auf die Gewässerparameter (z.B. Suspendierung von Sedimenten durch Windeinfluß) berücksichtigt.
- Die Klassifikation erfolgt nach 5 Beschaffenheitsklassen.

Klasse 1	oligotroph
Klasse 2	mesotroph
Klasse 3	eutroph
Klasse 4	polytroph
Klasse 5	hypertroph

Grundsätzlich vorangestellt ist in diesem Standardentwurf ein Ausweis der möglichen Beschaffenheitsklasse auf der Basis der spezifischen Morphologie, der Hydrologie, Hydrographie und der sehr differenzierten Einzugsgebietsstruktur jedes Gewässersystems (sogenannter Gewässerbeleg). Nur die so ausgewiesene Beschaffenheitsklasse kann als bester Gewässerstandard möglich sein oder bei Sanierungsstrategien angestrebt werden (Zusammenfassung in Tab. 2).

Tabelle 2 Bewertung ausgewählter natürlicher Faktoren und der territorialen Bedingungen bei der Klassifikation von Küstengewässern (Bewertung in den Klassen erfolgt unabhängig vom Salzgehalt) - ausführliche Darstellung bei SCHLUNGBAUM und Nausch, 1987

Parameter / Dimension	Klasse 1	Klasse 2	Klasse 3	Klasse 4	Klasse 5
mittlere Tiefe m	> 15	> 10	< 10	< 2	< 1
mittlere Verweilzeit a					
$E = \frac{\text{Gewässervolumen}}{\text{Jahreszufluß}}$					
• Basis Fließgewässer	> 10 < 0,1	> 1 < 0,1	> 0,1 > 0,1	< 0,1 > 1	< 0,1 > 10
• Basis Ostseewasser					
Volumenquotient					
$V_1 = \frac{\text{Einzugsgebiet km}^2}{\text{Gewässervolumen } 10^6 \text{ m}^3}$	< = 3	< = 5	< = 10	< = 10	unberücksichtigt
Flächenquotient					
$F_a = \frac{\text{Einzugsgebiet km}^2}{\text{Gewässerfläche m}^2}$	< = 30	< = 60	< = 300	> 300	unberücksichtigt

2.2.1 Der Salzgehalt des Brackwassers als ökologische Besonderheit und natürliche Bedingung

Der Salzgehalt der inneren Seegewässer kann zwischen 0,5 ‰ (= Grenze zum limnischen Gewässertyp) und maximal dem Salzgehalt der vorgelagerten Ostseeregion schwanken. Daraus folgt, daß Küstengewässer im westlichen Bereich der Ostsee stärker ausgebildete Salzgradienten aufweisen als solche im östlicheren Bereich. Aufgrund des Salzgehaltes kommt es bei den biologischen Strukturelementen noch zu spezifischen ökologischen Besonderheiten, die hier am Beispiel der Faunenelemente diskutiert werden sollen (nach ARNDT, 1987):

- Im wesentlichen geprägt durch den Salzgehalt ergeben sich große Differenzierungen im Artenspektrum.
- Arten der limnischen Fauna verschwinden schon ab einem Salzgehalt von 3 ‰.
- Marine Formen kommen im Brackwasser von 4 - 7 ‰ nur noch mit wenigen Arten vor.

- ♦ Genuine Brackwasserarten, die ihre optimale Entwicklung unter Brackwasserbedingungen haben, sind aufgrund des geologisch jungen Alters der Brackgewässer nur in geringer Anzahl entwickelt und vertreten.
- ♦ Darüberhinaus sind insbesondere alle Faunenelemente in diesem Lebensbereich ausgesprochen euryplastisch, d. h. sie besitzen breite Toleranzgrenzen hinsichtlich der Temperatur, des Salzgehaltes, von Sauerstoffmangelsituationen usw.. Aus dieser Tatsache folgt an sich ein geringer Indikatorwert für bestimmte Umweltbedingungen. Trotzdem können für die gegenüber der natürlichen Entwicklung der Arten wesentlich kürzere Zeiträume der Gewässerbeeinträchtigung durch Eutrophierung-Saprobisierung-Kontamination bereits typische Indikatorwerte abgeleitet werden. Diese Tatsache wird bei den sogenannten Zusatzkriterien genutzt.

Daraus folgt, daß es wichtig ist, diese bei der Standardisierung von Umwelteinflüssen zu berücksichtigen. Für den Standardentwurf werden darum die Salzbedingungen gesondert klassifiziert. Grundlage dafür ist das VENEDIG-System, welches sich heute international durchgesetzt hat:

Klasse A	β-oligohalin	0,5... 3 ‰
Klasse B	α-oligohalin	3... 5 ‰
Klasse C	β-mesohalin	5...10 ‰
Klasse D	α-mesohalin	10...18 ‰
Klasse E	polyhalin	18...30 ‰

2.2.2 Zu einigen hydrologischen Besonderheiten der Darß-Zingster Boddenkette und der anderen inneren Seegewässer

In Abhängigkeit von der Gewässergröße, von der Größe der mittleren Flußwasserzufuhr und von den Austauschmöglichkeiten mit der vorgelagerten Ostsee kommt es gewässerspezifisch zu ausgeprägten Wasserhaushaltsbilanzen (vgl. auch SCHLUNGBAUM und NAUSCH 1994). Für die Beschaffenheitsproblematik und damit auch für eine Klassifikation sind von besonderer Bedeutung die unterschiedlichen Zeiträume für eine Wassererneuerung und die Anteile des daran beteiligten Flußwassers. Auf der Basis der für die DZBK bewerteten Meßreihen der Wasserwirtschaft und der in dieser Arbeit nicht näher erläuterten Meßergebnisse für weitere Küstengewässer können die folgenden mittleren Werte abgeleitet werden:

- ♦ Setzt man den Ausstrom aus der DZBK ins Verhältnis zum Wasservolumen des jeweiligen Boddens, können die folgenden Wassererneuerungsraten berechnet werden (Werte gelten für ideale Durchmischung und Durchströmung):

Grabow	ca. 32 mal/a
Barther Bodden	ca. 55 mal/a
Bodstedter Bodden	ca. 33 mal/a
Saaler Bodden	ca. 6 - 7 mal/a

- ♦ Die Zeiträume der absoluten Wassererneuerung in den inneren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommern reichen von 11 Tagen bei der Unterwarnow bis zu 58 Tagen bei den Rügener Binnenbodden. Die Teile der DZBK liegen dazwischen. - vgl. auch Tab. 3.
- ♦ Der Anteil des beteiligten Flußwassers schwankt zwischen 45% bei der Unterwarnow und 1,5% bzw. 3,2% für die Rügener Binnenbodden, bzw. den Greifwalder Bodden. Das Oderhaff (Kleines Haff in Deutschland und Großes Haff in Polen) erreicht sogar einen Anteil von 67,3%.
- ♦ Bei den kleineren Gewässern mit relativ intensivem Wasseraustausch, d. h. sowohl großer Flußwasserzufuhr als auch großen Ostseewassereinträgen, z.B. die Unterwarnow, kommt es zur Ausbildung verstärkter Vermischungen oder größerer Gradienten zwischen den Wassermassen. Solche Gewässer sind sehr schwierig als Einheit zu klassifizieren. Bei der DZBK sind solch Erscheinungen besonders im Ostteil zu finden. Der Flußwasseranteil ist hier durch abfließendes Mischwasser aus dem Westteil zu ersetzen.
- ♦ Sehr schnell wechselnde Ein- und Ausstrombedingungen für die inneren Seegewässer sind bei der Klassifikation der aktuellen Wasserbeschaffenheit für kürzere Zeiträume zu berücksichtigen.

2.2.3 Berücksichtigung unterschiedlicher Einzugsgebietsstrukturen für die Klassifizierung

Neben den bereits genannten Gewässerkriterien Morphologie, Hydrologie und Hydrographie müssen bei der Klassifizierung auch Elemente des Einzugsgebietes eine Rolle spielen. Dazu gehören die Größe, die Nutzung und auch die im Einzugsgebiet entstehende Belastung. Die Tab. 3 enthält eine zusammenfassende Bewertung ausgewählter natürlicher Bedingungen für die mögliche Gewässerbeschaffenheit.

Bemerkung: Wegen der zeitaufwendigen Bestimmung der Wasserhaushaltselemente sind für schnelle Klassifikationserfordernisse die Salzgehaltsabstufungen in % des Ostseewassersalzgehaltes als Hilfskriterien anwendbar:

Klasse 1	> 80 %
Klasse 2	< 80 %
Klasse 3	< 50 %
Klasse 4	< 40 %
Klasse 5	< 20 %

3 Aktuelle Gewässerbeschaffenheit und natürliche Beschaffenheitsvoraussetzungen

Für die aktuelle Beschaffenheitsbewertung werden hauptsächlich Parameter der Merkmalsgruppen Sauerstoffverhältnisse, Nährstoffverhältnisse sowie deren Dynamik (u. a. Primärproduktion, Sauerstoffzehrung) und ausgewählte biologische Strukturparameter (u. a. Indikatororganismen) herangezogen. SCHLUNGBAUM und NAUSCH (1987) geben dazu ausführliche Erläuterungen. Aspekte der Kontamination treten hauptsächlich nur in Bereichen der Wismarer Bucht, der Unterwarnow und des Oderhaffes auf. Die vom Landesamt für Umwelt und Natur bisher angewendete Klassifikationsmethode (vgl. Gewässergütebericht 1992) beinhaltet ebenfalls die Parameter der organischen Belastung und die Trophie. Der von dem FB Biologie vorgelegte Vorschlag bezieht erstmals die Beschaffenheit der Oberflächensedimente in die Methodik ein. Damit werden interne Belastungsquellen in ihrer Wirkung berücksichtigt. Die Tab. 3 enthält Bewertungen aus der Sicht der für jedes Küstengewässer anders vorliegenden Naturfaktoren (Gewässermorphometrie, Hydrologie, Hydrographie, Einzugsgebietsparameter).

Tabelle 3 Übersicht über wichtige natürliche Faktoren zur Prägung der Gewässerbeschaffenheit ausgewählter Küstengewässer

Parameter	Unterwarnow	Derß-Zingster Bodden	Rügener Bodden	Greifswalder Bodden	Oderhaff (Kleines u. Großes Haff)
a) Gewässermorphometrie					
- Fläche (km ²)*	13	197	130	510	868
- Volumen (10 ⁶ m ³)*	0,05	0,4	0,48	2,96	3,31
- Einzugsgebiet (km ²)*	3224	1594	248	659	122721
- mittlere Tiefe (m)**	4,0	2,0	3,5	5,8	3,4
b) Wasserhaushalt					
- mittlere Flußwasserzufuhr (10 ⁶ m ³ /a)*	625	290	45	106	15050
• Minimum	410	143	5	45	-
• Maximum	923	489	82	184	-
- mittlere Ostseewasserzufuhr (10 ⁶ m ³ /a)*	908	2630	3360	29890	7560
• Minimum	618	2004	2294	18839	-
• Maximum	1103	3246	4267	39148	-
c) Bewertung Klassifikation					
- mittlere Tiefe = Klasse	4 = 3	2 = 3...4	3,5 = 3	5,8 = 3	3,4 = 3
- mittlere Verweilzeit / Flußwasserbasis = Klasse	0,08 = 4	1,4 = 2	10,7 = 1	28 = 1	0,22 = 3
- mittlere Verweilzeit / Ostseewasserbasis = Klasse	0,06 = 2	0,15 = 3	0,14 = 3	0,10 = 2	0,44 = 3
- Volumenquotient = Klasse	64 = 4	4 = 2	0,5 = 1	0,20 = 1	37 = 4
- Flächenquotient = Klasse	248 = 3	8,1 = (1)	1,9 = 1	1,3 = 1	127 = 3
Mittel der Klasse natürlicher Bedingungen	3,2	2,4	1,8	1,6	3,2

** bezeichnete Parameter unter a) und b) werden in c) direkt mit einem Klasse-Wert SCHLUNGBAUM et al. 1987 belegt; *... indirekt.

Im Vergleich zwischen Naturvoraussetzungen und aktueller Situation (organischer Belastung und Trophie) ergibt sich das folgende Bild:

	Naturfaktoren	Gewässerbeschaffenheit (Basis 5 Klassen)
Unterwarnow	3,2	4
Darß-Zingster Boddenkette	2,4	4
Rügener Bodden	1,8	3...4
Greifswalder Bodden	1,6	3
Oderhaff/Kleines Haff	3,2	4...5

Es muß betont werden, daß diese Werte stark verallgemeinert sind und so nicht die horizontalen Abstufungen zwischen inneren und äußeren Boddenteilen berücksichtigen. In Abb. 2 werden diese durch die Darstellung von von-bis-Spanne aufgenommen.

Insgesamt zeigt sich, daß allen Gewässer eine schlechtere Beschaffenheit besitzen als sie naturgegeben haben könnten. Aus dem Vergleich der beiden Werte für jedes Gewässersystem können grobe Ansatzpunkte für die richtigen Sanierungsschritte abgeleitet sowie die Erwartung für Verbesserungen der Gewässerbeschaffenheit abgeschätzt werden. Die Beispiele Unterwarnow und Oderhaff zeigen, daß Sanierungen nur durch umfangreiche Maßnahmen im gesamten Einzugsgebiet zu einer Verbesserung der Beschaffenheit führen. Die Beispiele Greifswalder Bodden und Rügener Bodden, mit jeweils einem relativ kleinen Einzugsgebiet, zeigen, daß neben dem Abbau unmittelbar punktueller Einleitungen auch gewässerinterne Maßnahmen einzuleiten sind. Für die DZBK ist ein gleichzeitiges Programm auf allen potentiellen Belastungsebenen erforderlich.

Wichtig ist aber auch, daß mit normalen Mitteln in der Unterwarnow und im Oderhaff nur die Klasse 3 möglich ist. Für die DZBK bedeutet die Summe der Naturfaktoren mit der Klasse 2,4, daß in den östlichen Gewässerteilen eine Klasse 2 und in den westlichen Teilen eine stabile Klasse 3 durchaus erreichbar ist.

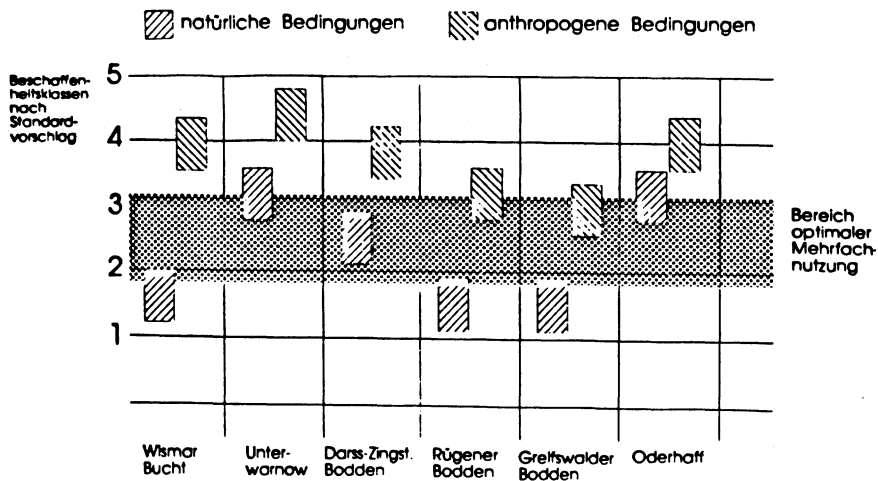


Abb. 2 Beschaffenheitsvergleich innerer Seegewässer an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns

4 Grundsatzbemerkungen zur Gewässerklassifizierung und zur Beschaffenheitsentwicklung

Eine gesicherte Ausweisung der Gewässerbeschaffenheit ist grundlegend von einer vernünftigen Meßwertdichte und Meßwertverteilung im Jahresgang abhängig. In der Laborstation Zingst des FB Biologie der Universität Rostock werden die wichtigsten Parameter für den Zingster Strom kontinuierlich oder täglich gemessen. Durch Meßfahrten werden der Ostteil und der Westteil wöchentlich untersucht. Durch das Landesamt werden die Beprobungen im größeren Abstand vorgenommen. So ist es zu erklären, daß das für die Bewertung herangezogene Zahlenmaterial oft größere Differenzen aufweist. Grundsätzlich ist bei allen Bewertungen zu berücksichtigen, daß z. B. die DZBK, hinsichtlich ihres ökologischen Charakters zur Zeit einem schnellen Strukturwandel unterlegen ist. Die Gewässerbeschaffenheit ist problematisch. Die ausgewiesenen Gewässergüteklassen eutroph bis hypertroph sind oft von Jahr zu Jahr in Abhängigkeit von meteorologischen Bedingungen großen Schwankungen unterlegen. Die Situation 1988 belegt das. Es ist noch nicht unbedingt bei durchgeführten Sanierungsschritten mit einer Beschaffenheitsverbesserung zu rechnen. Selbst bei komplexen Gewässerschutzmaßnahmen, die aus ökonomischer Sicht nicht praktikabel sind, wird das Ökosystem der Boddenkette nur über einen längeren Zeitraum eine Verbesserung der Beschaffenheit zeigen. Trotzdem ist der Gewässerschutz sofort nötig und einzuleiten.

Zusammenfassung

Für die Klassifizierung der Gewässerbeschaffenheit der Darß-Zingster Bodden werden das System des Landesamtes für Umwelt und Natur und das des FB Biologie der Universität Rostock verglichen. Das System der Universität berücksichtigt die ökologischen Besonderheiten der Bodden und Haffe und vergleicht grundsätzlich mit den für jedes Gewässers wirkenden Naturfaktoren. Der Salzgehalt wird nach dem VENEDIG-System getrennt klassifiziert.

Die Darß-Zingster Boddenkette könnte eine ausgeglichene Eutrophie ausweisen, hat aber im Mittel polytrophen Charakter. Es besteht Sanierungsbedarf.

Literatur

- ARNDT, E. A.: Anwenderrichtlinie zum Küstengewässerstandard-Entwurf.- In SCHLUNGBAUM, G. und G. NAUSCH - unveröff., 1987.
- ARNDT, E. A.: Zusammenfassende Ergebnisse von Untersuchungen am Makrozoobenthos der Darß-Zingster Boddenkette von 1969 - 1987.- Wiss. Z. Univ. Rostock 37, N-Reihe 5, 1988.- S. 6- 12.
- ARNDT, E. A.: Ecological, physiological and historical aspects of brackish water fauna distribution.- In: J. S. RYLAND & P. A. TYLER (eds.), Proc. 23rd Eur. Mar. Biol. Symp. Swansea UK, Olsen & Olsen, Fredensborg, Denmark, 1989.- p. 327 - 338.
- BACHOR, A. und M. v. WEBER: Die Wasserbeschaffenheit der Küsten- und Boddengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. - Landesamt für Umwelt und Natur, Außenstelle Stralsund, unveröff. Bericht, 1991.
- SCHLUNGBAUM, G.: Die naturwissenschaftlichen Grundlagen und der Entwurf eines Küstengewässerstandards - ein Ergebnis komplexer ökologischer Forschungen der Sektion Biologie der Wilhelm-Pieck-Universität und ihrer Kooperationspartner.- Wiss. Z. WPU Rostock 37, N-Reihe 5, 1988.- S. 18 - 24.
- SCHLUNGBAUM, G.: Konzepte und Arbeitsergebnisse zur Aufstellung für Gewässergütekriterien für Salz- und Brackgewässer. - Umweltgespräche Niedersachsen (Niedersächsisches Umweltministerium) EXPERT, 1989.- S. 34 - 36.
- SCHLUNGBAUM, G.; G. NAUSCH: Erarbeitung der naturwissenschaftlichen Grundlagen und des 1. Entwurfs einer Küstengewässer-TGL (bestehend aus TGL Entwurf, Anwenderrichtlinie, ausführlicher Bericht).- Fachbereich Biologie, Univ. Rostock.- unveröff., 1987.
- SCHLUNGBAUM, G. und G. NAUSCH: Ökologie eutrophierter Küstengewässer, Teilberichte IV/1, IV/2, IV/3 und IV/4.- Forschungsbericht Fachbereich Biologie, Univ. Rostock.- unveröff., 1991.
- SCHLUNGBAUM, G.; NAUSCH, G.; BAUDLER, H.: Die Darß-Zingster Boddenkette - ein typisches Ästuar an der südlichen Ostseeküste.- dieses Heft. 1994.
- SCHIEWER, U.: Analyse und Bewertung des im Fünf-Jahreszeitraum 1981/85 erreichten Kenntnisstandes und seine volkswirtschaftliche Verwertbarkeit auf der Grundlage der erbrachten Teilleistungen. - Forschungsbericht A4, Univ. Rostock.- 1985.
- UMWELTMINISTERIUM: Gewässergütebericht 1991.- Ed. Die Umweltministerin Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin.- 1992.
- WETZEL, R. G.: Limnology. - Saunders Coll. Publ., Philadelphia.- 1979.

Verfasser

Prof.Dr. Günter Schlungbaum
Prof.Dr. Ulrich Schiewer
Prof.Dr. Ernst A. Arndt
Universität Rostock
FB Biologie
18051 Rostock

Günter Schlungbaum; Ulrich Schiewer; Ernst A. Arndt

Sanierung und Bewirtschaftung der Darß-Zingster Bodden- gewässer als Teil der Küstengewässer Mecklenburg- Vorpommerns

Abstract

After consideration of the ecological features, beginning with the actual quality of the Darss-Zingst Bodden chain, scientifically founded, ecologically necessary and economically reasonable measures and methods are suggested and assessed. In this manner, the Bodden scenery is viewed in its entirety. Ecopolitical guide-lines for the protection of the Baltic Sea are integrated. A redevelopment plan subsidized by the state has to be developed from ecological starting - points. If scientific knowledge is taken into account the prospect of success will increase.

1 Einleitung und gesetzliche Voraussetzungen

Das Erfordernis der Sanierung von Gewässern wird dann wirksam, wenn der Gewässerschutz nicht konsequent durchgesetzt wurde. Grundsätze und Zielsetzungen für den Gewässerschutz werden mit der staatlichen Gesetzgebung festgelegt. Nationale und internationale Konventionen können diese ergänzen. Für den Bereich der Küstengewässer - so auch der Darß-Zingster Boddenkette (DZBK) - sind das

- ♦ das Wasserhaushaltsgesetz des Bundes (WHG 1986), für Mecklenburg-Vorpommern durch das Landeswassergesetz von 1992 untersetzt und spezifiziert (LWaG, 1992)
- ♦ das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG, 1987), für Mecklenburg-Vorpommern ebenfalls durch ein Landesnaturschutzgesetz (z. Z. gültig ein Vorschaltgesetz) untersetzt und spezifiziert.

Die nationale Wasserschutzpolitik wird durch internationale Richtlinien und Konventionen - in der Regel sind diese übergeordnet - noch erweitert oder spezifiziert:

- ♦ EG-Richtlinien zum Schutz der Oberflächengewässer (ausführlicher bei SCHLUNGBAUM, 1994)
- ♦ die Konvention zum Schutz der Ostsee vor Verunreinigungen (HELSINKI-

Konvention 1974), speziell in ihrer Neufassung vom April 1992. Nach dieser ist der Gültigkeitsbereich auf die nationalen Küstenbereiche und eventuell die Einzugsgebiete ausgedehnt worden.

In Vorbereitung dazu hat die deutsche Bundesregierung ein Ostsee-Sanierungsprogramm (1991) vorgelegt.

Im § 1 des BNatSchG wird die Erhaltung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes ausdrücklich als Zielsetzung des Naturschutzes und der Landschaftspflege hervorgehoben und im § 2 (6) speziell für die Gewässerproblematik durch die Formulierung "... Gewässer sind vor Verunreinigungen zu schützen, ihre natürliche Selbstreinigungskraft ist zu erhalten und wiederherzustellen ..." ergänzt.

Der Gesetzgeber hat sich dabei auch von der Tatsache leiten lassen, nach der belastete Gewässer in ihrer natürlichen Nutzbarkeit eingeschränkt sind.

In den voranstehenden Arbeiten dieser Monographie, insbesondere SCHLUNGBAUM, BAUDLER und NAUSCH 1994; SCHLUNGBAUM, NAUSCH und BAUDLER 1994; SCHLUNGBAUM, SCHIEWER und ARNDT 1994, ist mit großer Breite und Komplexität der Zustand der Küstengewässer dargestellt worden. Er gilt in einem hohen Maß als besorgniserregend. Bevor Maßnahmen zum Gewässerschutz als Vorsorge eingeleitet werden, ist der eingetretene Zustand durch ein umfassendes Programm der Reparatur zu verändern. Zumindest ist für beide Komplexe die Gleichzeitigkeit vorzusehen.

Sanierungsmaßnahmen für Gewässer müssen sich eindeutig an den ökologischen Erfordernissen orientieren. Demgegenüber stehen die ökonomischen Möglichkeiten. Ein ökologisch-ökonomisch tragfähiges Sanierungskonzept muß darum die gesamtwirtschaftlichen Zielstellungen berücksichtigen. Einzuleitende Maßnahmen sind bei erkannten Ursachen/Quellen anzusetzen. Darum sind Gewässerschutzmaßnahmen heute immer im Zusammenhang mit der umliegenden Landschaft zusehen. Unabdingbar dabei ist die wissenschaftliche Fundierung aller Schutzprogramme.

Die Grundzielstellung für den Küstenraum liegt in der Erhaltung der Funktionsfähigkeit und der ständigen Reproduktion des Küstenökosystems. Das hängt eng zusammen mit der Bedeutung dieses Ökosystems als wichtiger Wirtschaftsraum und als Puffer- und Filterzone für die Ostsee.

2 Besonderheiten der Darß-Zingster Boddenlandschaft

Sowohl aus ökologischen als auch aus wirtschaftlichen Gesichtspunkten heraus, ist die DZBK als Einheit von Bodden und Einzugsgebiet sowie der vorgelegerten Ostsee zu sehen.

Die Bodden sind vor allem charakterisiert durch:

- ♦ eine für Flachgewässer typische hohe Produktivität
- ♦ Ökosystemfluktuationen, die vorwiegend über physikalische Faktoren kontrolliert werden
- ♦ unregelmäßige Austauschprozesse mit der Ostsee, wobei der Ausstrom überwiegt und zu einem "Ausräumungseffekt" führt
- ♦ Die Dominanz von Arten, die eine hohe Variabilität der Umweltfaktoren tolerieren
- ♦ Durch das entstehungsbedingte geringe Alter, welches relativ leicht die Invasion neuer Arten erlaubt.

Aus dieser Charakteristik heraus ergibt sich als Grundregel für die Nutzung der DZBK und vergleichbarer Ökosysteme, daß sie am effektivsten zu bewirtschaften sind, wenn eine multivalente Nutzung abgesichert wird. Dabei bedeutet multivalent das gleichberechtigte Nebeneinander von Fischerei, Tourismus und Erholung, kommunalen und industriellen Einrichtungen sowie Schifffahrt unter Beachtung eines weitgehenden Umweltschutzes im Gesamtgebiet. In der Boddenlandschaft gibt es noch ausgedehnte Bereiche einer nahezu ökologisch intakten Natur. Ansprüche des Naturschutzes (u. a. Nationalpark, Naturschutzgebiete, international anerkanntes Feuchtgebiet) müssen dabei an den speziell ausgewiesenen Regionen unbedingten Vorrang haben. In der Vergangenheit ist dieses Grundprinzip vor allem durch die überdimensionierte landwirtschaftliche Nutzung und den einseitigen Einsatz der Bodden als Vorfluter gröblich mißachtet worden. Die Folgen des Zulassens unbewältigter Stoffkreisläufe sind heute die Eutrophierung und Hypertrophierung der Bodden und der sich bereits abzeichnende Verlust ihrer Puffer- und Filterkapazität für die Ostsee. Eine Sanierung ist heute nur mit erheblichen Mehrkosten möglich, aber aus der Sicht der Landschaft als Lebensraum auch für über 45000 Einwohner im Bereich der Boddenlandschaft und aus umweltpolitischer Sicht zur Erfüllung des Ostseeschutzes unabdingbar.

Unklar ist, wo die Belastungsgrenzen des Systems liegen, d. h. ab wann naturnahe Verhältnisse in den Bodden gesichert werden können und die Puffer- und Filterwirkung für die Ostsee stabil und reproduzierbar ist. Derartige Kenntnisse sind Voraussetzung für die Erarbeitung gefahrloser regional spezifischer Nutzungsvarianten. Für die Analyse des Gewässerzustandes müssen die mit der EG-Richtlinie festgelegten Bedingungen für eine hohe ökologische Gewässerqualität mit Grundlage für Entscheidungen werden und somit auch ein Ansatzpunkt für Forschungszielstellungen sein.

3 Generelles Sanierungskonzept und Realisierungsmöglichkeiten

Die Ausarbeitung eines soliden Sanierungskonzeptes erfordert die Erarbeitung eines Regionalkonzeptes für die Gestaltung des Wirtschaftsraums der DZBK und ihres Einzugsgebietes. Dafür sind einerseits die wirtschaftlichen Prioritäten festzulegen, andererseits ist zu prüfen, ob die betroffenen Ökosysteme die erforderliche Belastungs- und Pufferkapazität besitzen. Unabhängig von der konkreten

Form solcher Regionalkonzepte sind folgende allgemeine Vorgehensweisen unverzichtbar:

- ♦ Absicherung des Übergangs von der klassischen "End of Pipe"-Entsorgung zur präventiven, vorsorgenden Entsorgung im unmittelbaren Bereich der Belastungsquellen
- ♦ Vermeidung einer stärkeren Intensivierung der Landwirtschaft und damit der Destabilisierung des Landschaftssystems, von Monokulturen, der intensiven Massentierhaltung, des exzessiven Dünger- und Pestizideinsatzes u. a. m.. Stattdessen Übergang zu einer standortgerechten und der Erhaltung von Biotopverbundsystemen, den Landschaftstypen und dem Artenpotential dienenden Bewirtschaftungsform, anders ausgedrückt, die Bewirtschaftung muß die ökologische Tragfähigkeit der Landschaft zur Grundlage haben.
- ♦ Aufbau einer sozial- und umweltverträglichen Industrie- und Gewerbewirtschaft. Dabei sollten Umweltverträglichkeitsprüfungen (UVP) zum Standard werden. Über die gesetzlichen Vorschriften zur UVP-Pflicht hinaus sollten auch die Möglichkeiten sogenannter kommunaler UVP genutzt werden.

Die erforderliche Sanierung ist durch Ausweisung und vorrangige Durchführung in Modellregionen sowie daraus abgeleiteten generellen Vorgehensweisen effizient zu gestalten. In diesen Regionen sollte stets der Gesamtkomplex bestehend aus Monitoring, Grundlagenforschung, angewandter Forschung, Sanierung, Management und Modellierung zur Anwendung kommen. Die ausgewählten Regionen sollten unterschiedliche Größenmaßstäbe aufweisen, um die Vergleich- und Übertragbarkeit auf andere Gebiete zu ermöglichen. Als Beispiel für solche Gebiete und die Vorgehensweisen könnten der Kleine Jasmunder Bodden (Mikroregion), die DZBK (Mesoregion) sowie das Oderhaff mit der Oderbucht und/oder die Danziger Bucht im Zusammenhang mit dem jeweiligen Einzugsgebieten (Makroregion) dienen.

4 Zur Sanierung der Darß-Zingster Boddenkette

Ursache der gegenwärtigen Situation sind momentan noch die hohen Einträge von Nährstoffen und organisch Substanzen aus dem Einzugsgebiet. In Ergänzung zu den Ausführungen in dieser Monographie sollen hier tolerierbare, gefährliche und momentane Belastungen gegenübergestellt werden. VOLLENWEIDER (1968) und KALBE (1976) betrachten Nährstoffeinträge als Abgrenzungen für Werte der tolerierbaren und gefährlichen Belastungen in Abhängigkeit von den Tiefenverhältnissen.

mittlere Tiefe (m)	Flächenbelastung in $\text{g m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$					
	tolerierbar bis		gefährlich über		aktuelle Belastung	
	P	N	P	N	P	N
bis 5	0,07	1.0	0,13	2.0	1,3	13-15
bis 10	0,1	1,5	0,2	3.0	-	-

Die Übersicht zeigt eindeutig, dass die Toleranzschwelle und die gefährliche Flächenbelastung für die DZBK mit einer mittleren Tiefe von 2 m um ein Vielfaches überschritten wird. Gleiches trifft auch zu, wenn man die aktuelle Situation mit den von KALBE (1976) beschriebenen Grenzwerten für einige Nutzungsaspekte vergleicht:

Nutzung des Gewässers	Belastung bis $\text{g m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$	
	P	N
gute Wasserqualität, geeignet für Erholungswesen	0,07 - 0,13	1,0
gute Bedingungen für fischereiliche Bewirtschaftung und Erholungswesen	0,07 - 0,13	-
gute Bedingungen für fischereiliche Bewirtschaftung	0,3	4,5

Auch aus der Sicht der aufgeführten Nutzungen ist die Belastbarkeit eindeutig überschritten. Die Folgen sind der Verlust großer Teile an submersen und emersen Makrophyten, die Dominanz der Phytoplanktonproduktion, die zunehmende Verschiebung der Hauptenergieflüsse und Stoffkreisläufe in die Richtung des mikrobiellen Nahrungsgefüges mit den daraus resultierenden beschleunigten Umsatzraten, die hohe Mobilität des Mikroplankton-Detritus-Komplexes und die Zunahme seines Austrages in die Ostsee sowie der Dominanz der internen Belastung (u. a. aus den nährstoffreichen Schlickablagerungen) der Boddenkette gegenüber der externen.

Die Sanierungsmaßnahmen müssen prinzipiell auf 2 Wegen erfolgen:

Reduktion externer Belastungen

- ♦ Radikale Senkung der punktuellen Nährstoffeinträge ("Hot Spots") durch die Realisierung von Kläranlagen nach dem Stand der Technik und den ökologischen Erfordernissen. Die weitergehende Nährstoffelimination muß im Zusammenhang mit der Ausweisung empfindlicher Gebiete (EG-Richtlinie) entsprechen und ist zu mindest für Klärwerksreinigungsleistungen ab 2000 EGW vorzusehen.
- ♦ Reduzierung der diffusen Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet durch radikale Umstellung in den Verfahren der landwirtschaftlichen Produktion.

Reduktion interner Belastungen

Durch Unterstützung des Selbstreinigungspotentials des Ökosystems über Maßnahmen zur Beherrschung der internen Nährstofflast, insbesondere aus den Gewässerschlämmen herrührend, die hauptsächlich im Ökosystem angreifen (bauliche, physikalische, chemische und biologische Maßnahmen).

Von grundlegender Wichtigkeit sind die externen Maßnahmen, während die internen Eingriffe oft nur stützenden und beschleunigenden Charakter haben können. Insbesondere an intern anzusetzende Maßnahmen sind regional unterschiedliche Erfordernisse zu berücksichtigen. Durch ein gezieltes Zusammenwirken beider Wege kann auf diese Weise der Sanierungseffekt in kürzerer Zeit und vielleicht auch mit geringerem Aufwand erreicht werden. Die folgende Übersicht gibt einen Überblick über mögliche Maßnahmen und Erfolgsaussichten.

4.1 Mögliche / notwendige Maßnahmen

In der folgenden Übersicht werden die Verfahren/Methoden auch nach der möglichen Wirkung eingeschätzt.

Externe Maßnahmen:

- ♦ Klärwerke mit weitergehender Nährstoffelimination. Für die Nährstoffelimination sind vorrangig intensiv biologische Verfahren einzusetzen. Die klassische 3. Reinigungsstufe (Phosphatfällung) muß nur aus Sicherheitsgründen nachgeschaltet werden.
 - **Wirkung:** immer positiv.
- ♦ Sanierung der Zuflüsse. Dafür kommen Vorsperren, Unterwasserwehre zur Regulierung des bodennahen Partikeltransportes, Sedimentationsfallen an Zuflußmündungen in Frage.
 - **Wirkung:** regional unterschiedlich, aber ein Beitrag zum Vorfluterschutz
- ♦ Verringerung der diffusen Belastung durch die Landwirtschaft.
 - Erhöhung der Sorptionsfähigkeit der Böden durch Verbesserung des Humushaushaltes.
 - Verringerung des Mineraldüngereinsatzes, zurückgreifen auf organischen Dünger
 - Erforderliche Düngung in Form der Mehrfachdosierung zu günstigen Zeitpunkten.
 - Gewässerschutzstreifen (Uferschutzstreifen) in Form von Grünland (auch mit Gehölz in ausreichender Breite)
 - Extensive Bewirtschaftungsformen zumindestens im nahen Einzugsgebiet der Gewässer.
 - Reduzierung der konzentrierten Tierbestände und Umstellung der Tierhaltung von der Güllehaltung wieder zur Trocken-/Strohhaltung.
 - Vermeidung des Viehzutritts zum Gewässer bei Weidehaltung.
 - Komplexe Verwertung der Abfälle, u. a. Kompostierung.
 - **Wirkung:** positiv aber mit starker zeitlicher Verzögerung.

Interne Maßnahmen:

Biologisch

- ♦ Manipulation der Nahrungskette (Raubfischbesatz zur Förderung der Zooplanktonentwicklung, Einsatz von Karpfen/Graskarpfen zur besseren Verwertung von Seston und Phytoplankton).
 - **Wirkung:** temporäre Verbesserungen oder ohne Wirkung

Chemisch

- ♦ Nährstofffällung/Ausflockung
 - **Wirkung:** temporäre Verbesserung oder ohne Wirkung
Sedimentoxidation durch Belüftung, Wasserturbulenz und/oder oxidierende gewässertypische Chemikalien.
 - **Wirkung:** Keine Erfahrungen an Küstengewässern überhaupt und an flachen Küstengewässern im speziellen.
- ♦ Mechanisch Sedimententfernung
 - **Wirkung:** Kostspielig, nur positiv wenn genügend Sediment entfernt wird.
- ♦ Sedimentabdeckung
 - **Wirkung:** Für Flachgewässer keine Methode.

Für das Boddengebiet sind darüber hinaus typische und geeignete Maßnahmen:

- ♦ Die Erhöhung der Wasseraustauschmöglichkeiten zwischen den östlichen und westlichen Bodden (Ausräumungseffekte, verbesserte Ausflockung durch erhöhten Salzgehalt) unter besonderer Berücksichtigung des Austausches über das Flachwassergebiet der Fitt (Bioplateau, Sedimentfestlegung).
- ♦ Die Verbesserung der Durchströmung des Boddengebietes mit Ostseewasser durch Verbreiterung vorhandener Verbindungen oder Schaffung neuer Verbindungen. Die Wirkung muß allerdings für Bodden als positiv und für die Ostsee als bedenklich eingestuft werden.
- ♦ Die Wiederbesiedlung mit Makrophyten, speziell submersen Makrophyten, zur zeitweisen Festlegung von Nährstoffen und organischer Biomasse, Verringerung der Sediment-Präsediment-Beweglichkeit sowie zur Verringerung der Phytoplanktonproduktivität.
- ♦ Schutz der Röhrichtgürtel an den Ufern vor Zerstörung (u. a. durch Freizeit, Bootsverkehr).
- ♦ Bau von Bodenvertiefungen (Sedimentfallen) zur Ansammlung frisch sedimentierender Partikel die eine besonderes hohe Aktivität auf den Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt haben. Erforderlich ist eine regelmäßige Entfernung des angesammelten Materials oder seine Stabilisierung, da sonst Wirkungen von Faulschlambildung auftreten.

Aufgrund der geringen Tiefe der Gewässer und der guten Durchmischung sind die Bedingungen für die Sedimentoxidation in der Regel gut. Bei größeren Ablagerungen schlickiger Sedimente (vgl. SCHLUNGBAUM, NAUSCH und BAUDLER 1994) müßte geprüft werden, ob eine bessere Durchlüftung oder die Sedimententfernung bessere Bedingungen schaffen würde und kostengünstig ist. Zur Beurteilung und Bewertung der Maßnahmen bedarf es eines verbindlichen Klassifizierungs- und Indikationssystems.

Angestrebte Ziele in einem Sanierungskonzept müssen Erfordernisse aus ökologischer Sicht in Übereinstimmung mit Aktivitäten zur Wirtschaftsentwicklung im Küstenraum stehen. Das bedeutet für das Boddensystem: - Erreichung eines hohen Grades an Naturnähe und Stabilisierung des maximalen Selbstreinigungsvermögens unter den gegebenen natürlichen Bedingungen der natürlichen Voraussetzung (vgl. SCHLUNGBAUM, SCHIEWER und ARNDT 1994). Für den Ostteil der Boddengewässer ist eine Beschaffenheitsklasse 2 bis 3 durchaus erreichbar, beim Westteil geht es um eine stabile Klasse der gemäßigten Eutrophie (Klasse 3).

Einzugsgebiet: - Gestaltung der Landschaft mit charakteristischen Merkmalen naturnaher Ökosysteme mit einem hohen Grad an interner Stabilitätsregulation. Eine extensiv betriebene Landwirtschaft muß eine tragende Wirtschaftssäule bleiben. Eingebettete Kommunen und Industriestandorte sind bezüglich des Umweltschutzes nach dem Stand der Technik auszurüsten. Bei allen Maßnahmen zur Wirtschaftsentwicklung ist die Ausstattung der Region mit noch intakten natürlichen Ökosystemen zu berücksichtigen.

4.2 Zum Stand eingeleiteter Maßnahmen zur Reduzierung punktueller Belastungen

Eine gezielte Umweltpolitik im Kreis Ribnitz-Damgarten (vgl. VOIGT, 1994) hat mit der Durchsetzung des Programms zur Abwasserentsorgung bereits zu sehenswerten Erfolgen geführt. Waren 1989/90 weniger als 30 % der Bevölkerung an vorhandene Kläranlagen und überhaupt nur ca. 40 % der Bürger an ein Kanalnetz angeschlossen, so hat sich die Situation bis 1993 schon erheblich verändert. Das Programm sieht vor, die flächendeckende Abwasserentsorgung in drei Kategorien durchzuführen

- ♦ Zentrale Kläranlagen mit überwiegender Wirkung, ausgerüstet mit Nährstoffelimination
- ♦ Kläranlagen mit örtlicher Bedeutung, mit biologischer Stufe
- ♦ Kleinkläranlagen mit nachgeschalteter Biologie bei Neuanlagen.

Das Programm wird auch aus der Sicht der 1991 beschlossenen EG-Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser realisiert. Im einzelnen werden und sind für die Hauptwassereinzugsgebiete gebaut bzw. fertiggestellt:

♦ Ribnitz-Damgarten

Kläranlage Körkwitz, Inbetriebnahme November 1990, Kapazität 65000 Einwohnerwerte, Biologie mit weitergehender Nährstoffelimination, der Anschluß der Fischlandgemeinden ist vorgesehen.

♦ Barth

Kläranlage Barth-Vogelsang, Inbetriebnahme Februar 1994, Kapazität für den 1. Bauabschnitt 24000 Einwohnerwerte, Biologie mit weitergehender Nährstoff-

elimination, der Anschluß von Gemeinden am Barther Bodden ist vorgesehen.

♦ Wieck/Darß

Kläranlage Wieck, Inbetriebnahme Juni 1994, Kapazität 27000 Einwohnerwerte, Biologie mit weitergehender Nährstoffelimination, neben Wieck sollen Born und Prerow angeschlossen werden.

♦ Zingst

Kläranlage Zingst, Inbetriebnahme 1991, Kapazität 35000 Einwohnerwerte, Biologie mit teilweiser Nährstoffelimination, statt einer Erweiterung wird z. Z. die Abwasserüberleitung nach Barth geprüft.

Weitere Anlagen im Raum Marlow/Bad Sülze/Schulenberg in kleineren Gemeinden werden z. Z. fertiggestellt.

Das Sofortprogramm zur Phosphateliminierung (Gewässergütebericht 1992) hat in Mecklenburg-Vorpommern für das Ostseegebiet bereits eine über 90%ige Lastreduzierung gebracht:

1989	1 494 t Phosphor
1991	465 t Phosphor
1992	128 t Phosphor

Als Abwasserentsorgung im ländlichen Raum (keine direkte Vorflut zu den Boddengewässern wird vorrangig der belüftete Oxydationsteich in Anwendung kommen. In Tribohm (Recknitztal) existieren die ersten 4 Pflanzenkläranlagen/ Bodenkläranlagen.

4.3 Bewertung von Maßnahmen zur Reduzierung interner Gewässerbelastungen

Bereits in den 80er Jahren wurde mit einem umfangreichen Baggerungsprogramm für eine interne Belastungsreduzierung begonnen. Für die Förderung der Sedimentation von biologisch aktivem Frischschlamm wurden Sedimentationsfallen an der Recknitz, der Barthe und der Körkwitz sowie eine Sedimentationsrinne von Körkwitz zum anderen Boddenufer gebaut. Es konnte inzwischen nachgewiesen werden, daß diese Fallen sehr gut wirken. Es muß darauf hingewiesen werden, daß es niemals flächenmäßige Baggerungen geben wird. Ökonomisch sind sie nicht tragfähig. Ökologisch sind sie in doppelter Hinsicht problematisch. Einmal wird innerhalb eines kurzen Zeitraumes der sich langsam gebildete Gewässerboden zerstört und zum anderen entsteht das Deponieproblem von gebaggertem Schlick. Zu verfolgen ist der Weg, wie er beschritten wurde, durch den Bau von Sammlungsbecken/-zonen für den ökologisch besonders gefährlichen Frischschlamm. Momentan laufen Untersuchungen für Möglichkeiten der Stabilisierung dieser regional gesammelten Schlämme durch Sedimentoxydation, incl. einer Behandlung mit boddentypischen Chemikalien. Später sollen sie dann in erforderlichen Zeitabständen geräumt werden.

5 Prioritätenliste für ein Konzept zur Boddensanierung

A

Erarbeitung eines Konzeptes zur Sanierung der Boddenlandschaft,

- das sowohl eine Restauration der Gewässer, einen möglichst guten Schutz der Ostsee als auch eine Sanierung der Boddenlandschaft (Einzugsgebiet) vorsieht.
- das sowohl die Erhaltung des Naturhaushaltes und der Naturausstattung als auch für den Menschen in der Landschaft einen Lebensraum mit einer gut funktionierenden Wirtschaft vorsieht. Der Tourismus in Wasser- und Landbindung soll dabei eine wichtige und tragfähige Säule darstellen.
- das momentan noch bestehenden Widersprüche zwischen Naturschutz, z. B. Nationalpark auf der einen Seite und schlechter Wasserqualität im Bodden andererseits überwindet.

B

Maßnahmen einer durchsetzbaren Umweltvorsorge müssen mit der Zeit die Oberhand gegenüber solchen der Umweltreparatur gewinnen.

C

Zur Bewertung von Umweltveränderungen sind einfache praktikable aber wissenschaftlich begründeter Normen zuschaffen.

D

Erfordernisse, wie sie sich aus den gültigen Umweltgesetzgebungen und internationalen Konventionen ergeben, sind mit aller Konsequenz zu realisieren. Dazu gehören auch die Anforderungen, wie sie aus dem Ostseesaniierungsprogramm der Bundesregierung von April 1991 und aus der EG-Richtlinie für die hohe ökologische Qualität für Oberflächengewässer abzuleiten sind.

E

In einem Sofortprogramm sind alle Maßnahmen zu vereinen, die eine weitere Verschlechterung verhindern.

Dazu gehören

- die konsequente Durchführung des Kläranlagenprogramms,
- die Verbesserung der Ausstattung mit effektiven Kleinklärvorrichtungen wo sie noch notwendig sind,
- die Schaffung ausreichender Uferschutzzonen,
- die ökologisch vernünftige Durchsetzung des Stilllegungsprogramms für landwirtschaftliche Nutzflächen.

F

In einem weiteren Programm müssen Maßnahmen berücksichtigt werden, die den Wasseraustausch zwischen den Boddenteilen verbessern und in Zufluß-

gebieten durch den Gewässerrückstau wieder ökologisch wirkende Flußlandschaften gestalten.

Zusammenfassung

Unter Berücksichtigung der ökologischen Besonderheiten und abgeleitet aus der aktuellen Beschaffenheitssituation für die Gewässerteile der Darß-Zingster Boddenkette werden wissenschaftlich begründete, ökologisch erforderliche und ökonomisch vernünftige Methoden und Verfahren für eine Sanierung vorgeschlagen und bewertet. Dabei wird grundsätzlich von einem ganzheitlichen Ansatz für die Boddenlandschaft ausgegangen und es werden umweltpolitische Vorgaben für den Schutz der Ostsee integriert.

Es kann aber auch gezeigt werden, wenn ein staatliches Programm zur Sanierung ökologisch fundiert ist und stets wissenschaftliche Kenntnisse berücksichtigt, in relativ kurzer Zeit größere Erfolge verbuchen kann.

Literatur

- BNatSchG. 1987: Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege/Bundesnaturschutzgesetz. - Bundesgesetzblatt I, vom 12.03.1987, 1987.- S. 889
- Gewässergütebericht 1992: Umweltministerium des Landes Mecklenburg-Vorpommern. - 1993
- KALBE, L.: Wassergütwirtschaftliche Probleme bei der Nutzung natürlicher Seen als Speicher. - Acta hydrochim.hydrobiol. 4, 1976.- S. 35 - 41
- SCHLUNGBAUM, G.: Aspekte des nationalen und internationalen Gewässerschutzes im Ostseeraum - HELCOM/EU.- Mat. des Symp. Wasserschutzpolitik in Mecklenburg-Vorpommern, EU-Arbeitsgruppe, 1994
- SCHLUNGBAUM, G.; H. BAUDLER und G. NAUSCH: Die Darß-Zingster Boddenkette - ein typisches Flachwasserästuar an der südlichen Ostseeküste. - Rostock. Meeresbiolog. Beitr. H. 2, 1994, S. 5-26
- SCHLUNGBAUM, G.; G. NAUSCH und H. BAUDLER: Sedimentstruktur und Sedimentdynamik in den Darß-Zingster Boddengewässern.- Rostock. Meeresbiolog. Beitr. H. 2, 1994, S. 27-40
- SCHLUNGBAUM, G.; U. SCHIEWER und E. A. ARNDT: Beschaffenheitsentwicklung und Klassifizierung der Darß-Zingster Boddengewässer mit ausgewählten Vergleichen zu anderen Bodden und Haffen.- Rostock. Meeresbiolog. Beitr. H. 2, 1994, S. 191-202
- VOIGT, B.: Strategie der Abwasserentsorgung des Landkreises Ribnitz-Damgarten, in Druck, 1994
- VOLLENWEIDER, R.: Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication.- OECD, Technical Report. Paris, DAS/GSI/68, 1968.- S.28
- WHG (1986): Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushaltes/Wasserhaushaltsgesetz. Bundesgesetzblatt I, vom 23.09.1986, 1986.- S. 1529 Ber. S. 1654

Verfasser

Prof.Dr. Günter Schlungbaum
Prof.Dr. Ulrich Schiewer
Prof.Dr. Ernst A. Arndt
Universität Rostock
FB Biologie
18051 Rostock

Michael L. Zettler; Ralf Bochert; Andreas Bick

Röhrenbau und Vertikalverteilung von *Marenzelleria viridis* (Polychaeta: Spionidae) in einem inneren Küstengewässer der südlichen Ostsee¹

Abstract

The tube size and the vertical distribution of *Marenzelleria viridis* (VERRILL 1873), a spionid recently imported from North America, was studied at different stations in a coastal water of the southern Baltic. The stations differed in salinity and sediment quality (grain size, organic content). The burrows of *M. viridis* are L or J-shaped, unbranched and have a single opening. Lined with a mucous layer and having a diameter of about 2 mm, they penetrate into the sediment to a depth of about 25 cm (maximum: 35 cm). Their depth is governed mainly by sediment quality: the more sandy or muddy the substrate, the smaller the depth.

The vertical distribution of *M. viridis* differs from that of *H. diversicolor* in that 90 % of the latter penetrate to a sediment depth of only 10 cm (maximum depth: 30 cm).

1 Einleitung

Über die Einwanderung von *Marenzelleria viridis* (VERRILL 1873) aus nordamerikanischen Küstengewässern und Verbreitung in der Nord- und Ostsee liegen eine Reihe von Publikationen vor (z.B. ARNDT 1989; McLUSKY et al. 1993; ATKINS et al. 1987; BICK; BURCKHARDT 1989; BICK et al. 1993; ESSINK; KLEEF 1988, 1993; GRUSZKA 1991; ZETTLER 1993; ZETTLER et al. 1994). Einher geht eine Diskussion über den Röhrenbau und die Vertikalverteilung von *M. viridis* sowohl in Nordamerika als auch in europäischen Ästuaren (z.B. DAUER et al. 1981; DÖRJES; HOWARD 1975; ESSINK; KLEEF 1988).

Ziel unserer Untersuchungen war es, die Röhrenform, die maximalen Eindringtiefen und die prozentuale Tiefenverteilung der Spionide im Sediment in der Darß-Zingster Boddenkette festzustellen. An 5 Stationen wurden Untersuchungen durchgeführt. Dabei berücksichtigten wir Sedimentparameter, Tag/Nacht-Unterschiede und Unterschiede nach der Neubesiedlung. Außerdem wurde die

¹ Das dieser Arbeit zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministers für Forschung und Technologie unter dem Förderkennzeichen 03F0031A gefördert.

Vertikalverteilung von *Hediste diversicolor* (O.F. MÜLLER 1776) der von *M. viridis* gegenübergestellt. Die Röhrenform wurde mit Hilfe verschiedener Anfärbetechniken untersucht. Die Ergebnisse werden mit Arbeiten aus dem amerikanischen und europäischen Raum verglichen und diskutiert.

2 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet (Abb.1), die Darß-Zingster Boddenkette, liegt nord-östlich von Rostock, hat eine West-Ost Ausdehnung von ca. 40 km und eine Fläche von 196,7 km² (CORRENS, 1976). Durch Süßwasserzuflüsse sowie durch die Verbindung zur Ostsee herrschen saisonale und interannuale Salinitätsschwankungen. Die Salzgehaltswerte lagen während des Untersuchungszeitraumes 1992/93 zwischen 4‰ im Westteil und 10‰ im Ostteil (Tab. 1). Die durchschnittliche Tiefe beträgt 2 m.

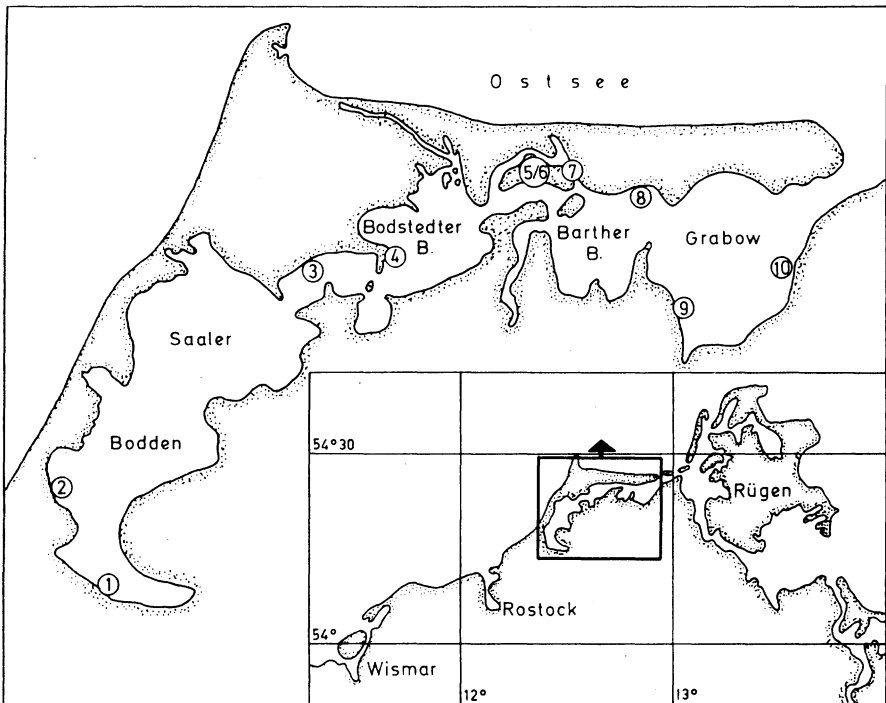


Abb. 1 Untersuchungsgebiet Darß-Zingster-Boddenkette

Tabelle 1 Abiotische Parameter und Abundanzen von *M. viridis* und *H. diversicolor* an den untersuchten Stationen gemessen von 3/92 bis 3/93

	STN. 2	Stn. 6	Stn. 7	Stn. 8	Stn. 9
Salinität	5,0 ± 0,45	7,56 ± 1,02	7,84 ± 2,15	8,75 ± 1,59	9,81 ± 1,32
org. Gehalt	1,23 ± 0,69	0,96 ± 0,26	1,56 ± 0,36	0,67 ± 0,55	2,71 ± 1,09
mittl. Korngröße	0,28 ± 0,05	0,29 ± 0,01	0,25 ± 0,06	0,27 ± 0,06	0,18 ± 0,07
Sortierungsgrad	1,45 ± 0,21	1,30 ± 0,17	1,36 ± 0,19	1,32 ± 0,22	1,00 ± 0,19
Ø Ind./m³ <i>M. viridis</i>	2409 ± 2498	1954 ± 1198	2262 ± 602	4804 ± 1624	1707 ± 1219
Ø Ind./m³ <i>H. divers</i>	0	2376 ± 990	2247 ± 851	1629 ± 910	3465 ± 1162

3 Material und Methoden

Zur Beobachtung der Röhrenform wurden mehrere Sedimentkerne mit einer Länge von 40 cm von der Station 6 mit speziell dafür hergestellten Stechrohren (78,5 cm²) entnommen (ZETTLER 1993). Die Stechrohre mit den relativ ungestörten Kernen fungierten gleichzeitig als Versuchsgefäß und wurden im Labor für 1-2 Tage belüftet. Nach Zusatz von verschiedenen Färbemitteln (Indigokarmin, Sudanschwarz, Methylorange, Löffler-Methylenblau, Titan gelb, Neutralrot mit ca. 1 : 75000) konnte nach 24 stündigem Inkubieren die Röhrenform durch Zerlegen der Kerne in der Fotoschale untersucht werden. Durch den von den Tieren mit Hilfe des epidermalen Flimmerepithels verursachten Respirationsstrom gelangte die Farblösung in die Röhren und färbte die Innenwandung (Schleim-Bakteriensicht) an. Die Farblösungen Löffler-Methylen-Blau, Titan gelb und Neutralrot erwiesen sich am geeignetsten.

Die Untersuchungen zur Vertikalverteilung wurden mit dem Stechrohr (78,5 cm²) durchgeführt. Nach Entnahme des Kernes wurde dieser in 5 cm Abschnitte zerlegt und in Eimer verteilt. Anschließend erfolgte die Siebung mit einem 0,5 mm Sieb. Bei Untersuchungen zur Neubesiedlung mit Jungtieren wurden die oberen 10 cm Sediment mit einer Maschenweite von 0,315 mm gesiebt. Da die adulten Tiere meistens länger als 5 cm sind und oftmals nur Bruchstücke in den einzelnen 5 cm Fraktionen ausgesammelt werden konnten, haben wir eine überlappende Darstellung (0-10, 5-15, 10-20 cm usw.) gewählt. Dabei wurde die Tiefe, in der sich das Kopfteil befand, berücksichtigt.

4 Ergebnisse

4.1 Röhrenbau

M. viridis baut unverzweigte Röhren in L- oder J-Form mit einer Öffnung (Abb. 2). Daneben traten gelegentlich auch I-Formen auf, die als noch nicht abgeschlossene Röhren interpretiert werden. Die Innenseite ist mit einer Schleimschicht ausgekleidet. Die Röhren der adulten Würmer besitzen einen

Durchmesser von ungefähr 2 mm. Die durchschnittliche Eindringtiefe liegt in unserem Untersuchungsgebiet bei 25 cm (max. 35 cm). Beim Vorhandensein von *H. diversicolor* wurden deren in den oberen 4-5 cm stark verzweigten Röhrensysteme auch von *M. viridis* genutzt. Die Tiere sitzen mit dem Kopfteil nach oben oder nach unten in den Gängen und sind in der Lage, sich darin zu wenden. In Aquarien- und Feldbeobachtungen konnte festgestellt werden, daß die Röhrenmündung das umgebende Sediment um 3-5 mm essenförmig überragt. Auf der Sedimentoberfläche lagert *M. viridis* wurstförmige Kotstränge ab.

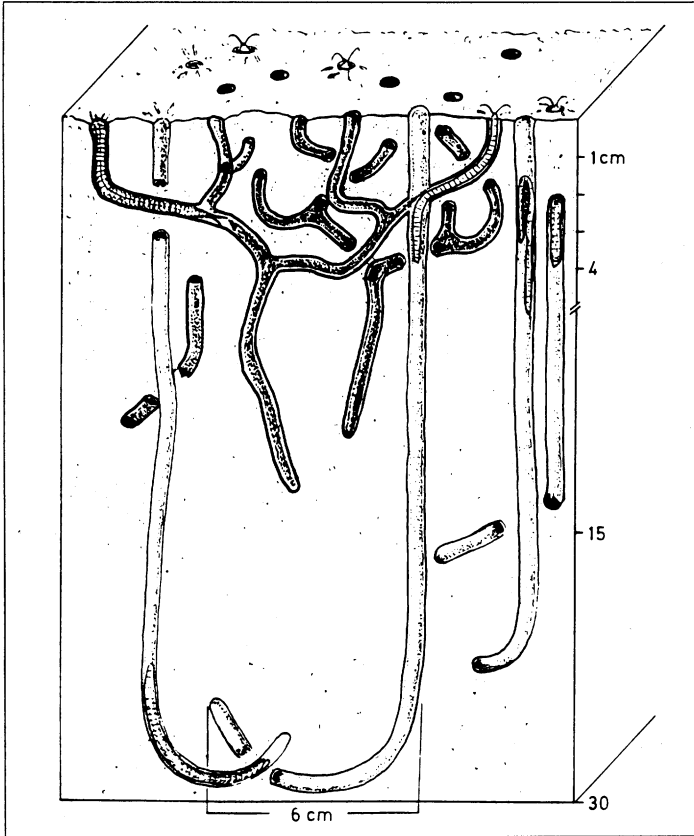


Abb. 2 Röhrenbau von *M. viridis*

4.2 Vertikalverteilung

Im Vergleich der Stationen 2, 6, 7, 8 und 9 mit unterschiedlichen Sedimentqualitäten (Tab. 1), konnte festgestellt werden, daß *M. viridis* auf sandigen, relativ weich gepackten Böden (mittl. KG = 0,29 mm, org. Geh. ~1% Wassergehalt ~28%) eine maximale Eindringtiefe von 35 cm hatte und daß sich bis zu 45 % der Tiere in einer Tiefe von 25 cm aufhielten (Abb. 3). Je weicher

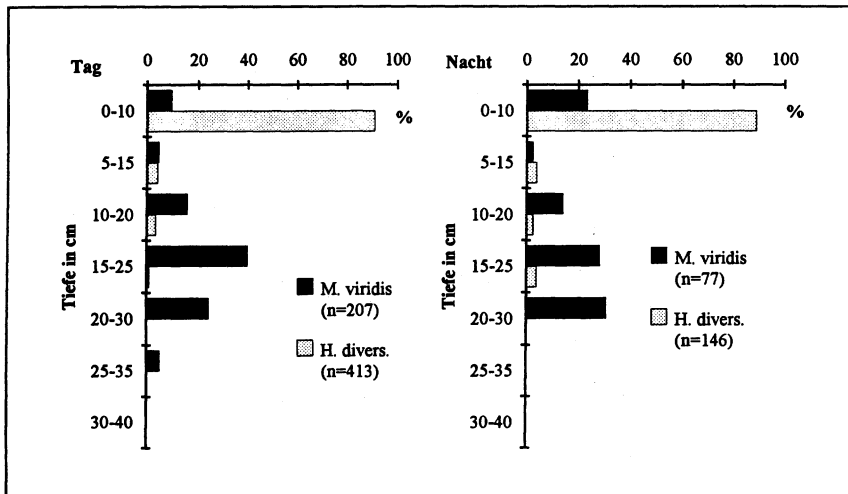


Abb. 3 Vertikalverteilung von *M. viridis* und *H. diversicolor* am Tage und in der Nacht an der Stn. 6

(Station 9 mit mittl. KG = 0,18 mm, org. Geh. ~2,8%, Wassergeh. ~50%) das Substrat wurde, um so mehr verschob sich das Abundanzmaximum in Tiefen von 5-15 cm und um so geringer war die maximale Eindringtiefe (Abb. 4). Ähnliches konnten wir bei festeren Sediment (Station 8 mit mittl. KG = 0,26 mm, org. Geh. ~0,7%, Wassergeh. ~25%) beobachten. Hier lagen die häufigsten Eindringtiefen bei 10-20 cm. In der Vertikalverteilung unterschied sich *M. viridis* deutlich von *H. diversicolor*, der zu 95% nur 10 cm (max. 30 cm) tief eindrang. *M. viridis* hielt sich sowohl am Tage als auch in der Nacht zu über 60 % tiefer als 15 cm auf (Abb. 3). Eine Verdopplung der Anzahl von *M. viridis* von 10 % auf 24 % in den oberen 10 cm in der Nacht wurde festgestellt. Bei *H. diversicolor* war keine diurnale Rhythmik zu beobachten.

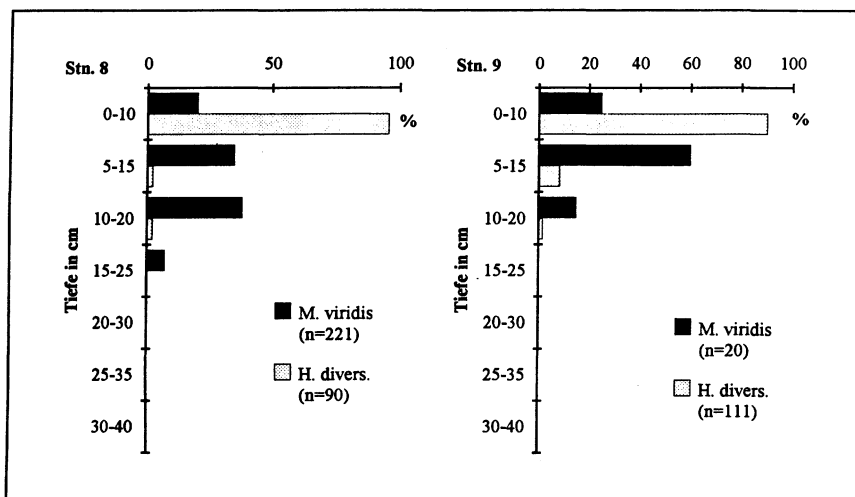


Abb. 4 Vertikalverteilung von *M. viridis* und *H. diversicolor* am Tage an den Stn. 8 und 9

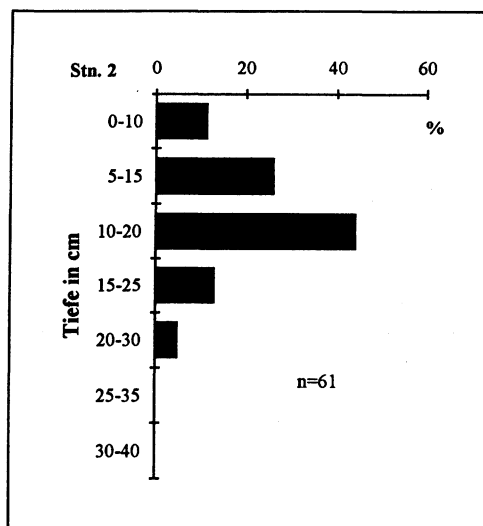


Abb. 5 Vertikalverteilung von *M. viridis* am Tage an der Stn. 2

In der Abb. 5 ist die Vertikalverteilung von *M. viridis* an der Station 2 dargestellt. Hier drangen die Tiere, ähnlich wie an der Station 6, in Tiefen bis zu 30 cm ein. Etwa 45 % der Würmer hielten sich in 10-20 cm Tiefe auf.

Im März/April, 5 Monate nach der Rekrutierung, hatten die juvenilen *M. viridis* eine mittlere Segmentzahl von 50 erreicht. Bei Untersuchungen zur Vertikalverteilung war prozentual ein deutlicher Anstieg der Abundanzen von *M. viridis* in den oberen 10 cm zu beobachten, der sich fast ausschließlich aus Juvenilen zusammensetzte. Über 50 % der Würmer befanden sich im oberen Horizont (0-10 cm) (Abb. 6).

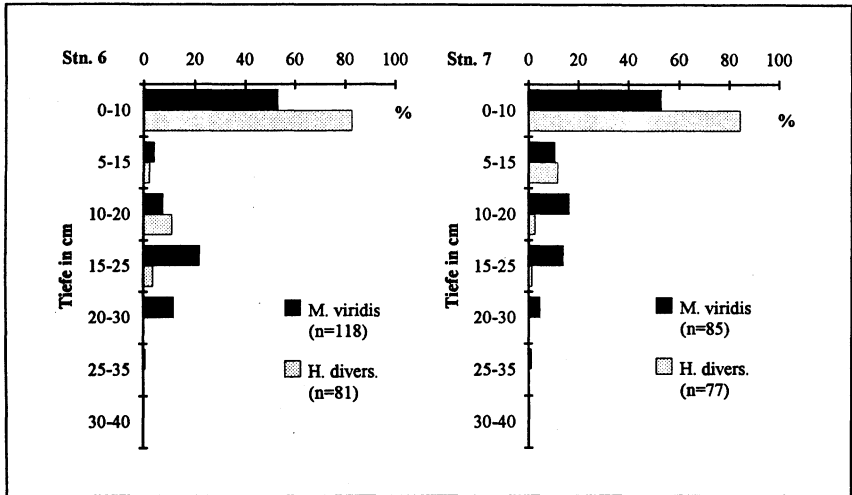


Abb. 6 Vertikalverteilung von *M. viridis* und *H. diversicolor* nach der Neubesiedlung an den Stn. 6 und 7

5 Diskussion

Die bisherigen Angaben in der Literatur über den Röhrenbau und die Vertikalverteilung von *M. viridis* sind relativ spärlich und teilweise für die *M. viridis*-Population in unserem Untersuchungsgebiet nicht zutreffend. So haben DAUER et al. (1981) in Nordamerika (Chesapeake Bay/Virginia) stark verzweigte Röhren gefunden. Die Verzweigungen und die Zahl der Öffnungen wird als Maß für die Aktivität der Nahrungsaufnahme ausgewiesen. Senkrechte und unverzweigte Röhren sollen ein gutes Nahrungsangebot anzeigen. DÖRJES; HOWARD (1975) und HOWARD; FREY (1975) geben für ihr Untersuchungsgebiet in Nordamerika (Ogeechee River/Georgia) mehr oder weniger unverzweigte Röhren an, die eine Tiefe von 15 cm und eine Breite von 1 mm haben. Auch DAUER et al. (1981) diskutieren diese Angaben und erklären sie mit einer hohen Nahrungs-

verfügbarkeit. ESSINK; KLEEF (1988) beschreiben für den Dollart (Nordsee/Holland/BRD) senkrechte, unverzweigte und max. 30 cm tiefe Röhren, mit einem Durchmesser von ~2 mm. Auch ATKINS et al. (1987) fanden im Tay-Estuar (Nordsee/Schottland) ähnliche Strukturen.

Unsere Untersuchungen an der *M. viridis*-Population in der Boddenkette bestätigten im wesentlichen einen Röhrenbau ähnlich dem der Nordseepopulationen. *M. viridis* baut in der Boddenkette keine verzweigten Röhren, nutzt aber die in den oberen 5 cm vorhandenen stark verästelten *H. diversicolor*-Röhren. Die Erklärung dafür könnte entweder das relativ gute Nahrungsangebot sein oder eine eigene Vernetzung ist auf Grund der vorhandenen Röhren von *H. diversicolor* nicht nötig.

Für nordamerikanische Populationen geben DÖRJES; HOWARD (1975) und HOWARD; FREY (1975) Eindringtiefen bis zu 15 cm an. An Nordseepopulationen beobachteten ATKINS et al. (1987) 75 % der adulten *M. viridis* tiefer als 10 cm und 35 % tiefer als 20 cm. Die juvenilen Würmer und auch *H. diversicolor* befanden sich zu über 90 % in den oberen 10 cm. ESSINK; KLEEF (1988) geben maximale Eindringtiefen von *M. viridis* mit 30 cm an.

Wir konnten für *M. viridis* in der Boddenkette feststellen, daß in sandigen Substraten (s.o.) das Abundanzmaximum sich in einer Tiefe von 15-25 cm befindet. Maximal wurden Eindringtiefen von 35 cm beobachtet (Abb. 3: Tag). Berücksichtigen muß man hierbei allerdings die unterschiedlichen Sedimentqualitäten. Je fester gepackt oder schlickiger das Substrat wurde, desto geringer lag die Eindringtiefe. Das hat wahrscheinlich mechanische Ursachen, denn bei zu festem Sediment könnte es sein, daß der Wurm nicht mehr in der Lage ist, dieses seitlich zu verdrängen. Bei schlickigem Substrat wäre ein "Einstürzen" der Röhre denkbar und auch Sauerstoffdefizite bei zu hoher organischer Belastung könnten eine Rolle spielen.

Eine Verdopplung der Abundanz der adulten Tiere in den oberen 10 cm bei Nacht ist ebenfalls verständlich. Eine negative Phototaxis für die Adulten ist aus eigenen Beobachtungen und von GEORGE (1966) bekannt. Allerdings können wir mit unserer Methode keine quantitativen Aussagen über die Dynamik der Vertikalverteilung von *M. viridis* machen. Die Störung bei der Entnahme des Kernes ist so groß, daß ein sofortiges Zurückziehen der Würmer stattfindet (s.a. MUUS, 1967).

ESSELINK; ZWARTS (1989) beobachteten im sandigen Substrat, daß *H. diversicolor* mit einer Länge bis zu 40 mm in einer durchschnittlichen Tiefe von 6 cm vorkommt. Die Eindringtiefe soll vor allem vom Prädationsrisiko, der Temperatur, vom Sedimenttyp, von der Kondition und vom hauptsächlichsten Typ der Nahrungsaufnahme abhängen. Maximal drang *H. diversicolor* bis 29 cm ein. MUUS (1967) hat ausführliche Untersuchungen zur Vertikalverteilung von *H. diversicolor* durchgeführt und festgestellt, daß sich 50-70 % der Würmer in den oberen 5 cm aufhielten und nur die größeren (40-70 mm) tiefer in das Substrat eindringen. Während im Winter *H. diversicolor* maximale Eindringtiefen von

40-60 cm erreichte, hielt er sich in der wärmeren Jahreszeit in Tiefen von max. 25 cm auf. Diese Erkenntnisse der Vertikalverteilung von *H. diversicolor* wurden durch unsere Untersuchungen bestätigt. Daß *H. diversicolor* in der Boddenkette nicht so tief eindrang (max. 30 cm) wie in den dänischen Watten, mag zum einen daran liegen, daß eventuelle Frostperioden keinen solchen Einfluß auf ständig wasserbedeckte Ästuare ausüben wie auf Wattflächen und die Würmer nicht gezwungen sind, tiefer zu graben. Zum anderen habe wir keine Untersuchungen zur Vertikalverteilung im Winter durchgeführt. MÖLLER (1984) fand in seinen Laboruntersuchungen (mit *H. diversicolor* aus der Boddenkette) maximale Eindringtiefen von 45 cm. Jedoch ist es möglich, der Autor schließt es selbst nicht aus, daß dieses Ergebnis ein Artefakt des locker gepackten Sedimentes in den Aquarien war. In der Boddenkette (Stn. 8) beobachtete er eine flachere Vertikalverteilung.

Sicher muß man berücksichtigen, daß ein ganzer Faktorenkomplex die jeweilige Vertikalverteilung beeinflussen kann.

Oft angetroffene leere Röhren von *M. viridis* weisen neben einer eventuellen Migration der Spionide (ZETTLER, 1993) auch auf die lange Haltbarkeit der Röhren hin. Die Spionide kleidet ihre Röhren mit Schleim aus und baut sogar einen kleinen Wall um die Öffnung. Das könnte zur Festigkeit des Bodens und auch zum "Sedimentfang" beitragen, so das zum einen diese Bereiche von der Erosion nicht so stark beeinflusst werden und zum anderen eine Anhäufung stattfindet. Von anderen röhrenbauenden Polychaeten ist bekannt, daß ihre Röhren zur Sedimentfestigkeit beitragen (FAGER 1964, SANDERS et al. 1962, RHOADS et al. 1978, YINGST; RHOADS 1978). BREY (1989) verweist jedoch auf ECKMAN et al. (1981), die rein physikalisch gesehen, zuallererst einen sedimentdestabilisierenden Einfluß von Röhrenbauern postulieren. Bei größerem Durchmesser (> 1 mm) und ausreichender Dichte der Röhren kann allerdings durch Abschwächung der turbulenten Strömung (herausragende Röhren) eine bedingte Verringerung der Erosion beobachtet werden. ECKMAN et al. (1981), BREY (1989) und andere messen allerdings Bakterien, Diatomeen und filamentösen Algen, die Sedimentpartikel verklebenden Schleim produzieren, größere Bedeutung bei. Die von der röhrenbauenden Makrofauna verursachten Bereitstellung von Nährstoffen aus dem Sediment (Irrigation) fördert eventuell das Wachstum von Mikrofauna und -flora. BREY (1989) vermutet für die Röhren selbst eher eine Funktion als Gerüst (Fachwerk) im schleimstabilisierten Sediment. Die Bioturbation von *M. viridis* könnte somit einen entscheidenden Einfluß auf die Sedimentbeschaffenheit und den Wasserchemismus haben.

Zusammenfassung

Von März 1992 bis März 1993 wurden Untersuchungen zur Vertikalverteilung und zum Röhrenbau von *M. viridis* in der Darß-Zingster Boddenkette ($S^{\circ}/_{\infty}=3-10$) durchgeführt. Die Verteilung wurde in Abhängigkeit vom Sediment, vom Tag/Nacht-Rhythmus und nach der Neubesiedlung untersucht. Die

maximale Eindringtiefe lag an sandigen Standorten bei 35 cm. Bis zu 45% der Tiere hielten sich in 25 cm Tiefe auf. Je schlickiger oder dichter gepackt das Substrat wurde, desto mehr verschob sich der Hauptanteil (~50%) in Tiefen von 10-20 cm bzw. 5-15 cm. In der Vertikalverteilung unterschied sich *M. viridis* deutlich von *H. diversicolor*, der zu 95% nur 10 cm (max. 30 cm) tief eindrang. *M. viridis* baut "L-J-förmige" Röhren, die unverzweigt sind und nur eine Öffnung haben. Wenn *H. diversicolor*-Röhren vorhanden sind, werden diese in den oberen 4-5 cm stark verzweigten Systeme auch von *M. viridis* genutzt.

Literatur

- 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.; BURCKHARDT, R. (1989). Erstnachweis von *Marenzelleria viridis* (Polychaeta, Spionidae) für den Ostseeraum, mit einem Bestimmungsschlüssel der Spioniden der Ostsee. Mitt. Zool. Mus. Berl. 65: 237-247
- BICK, A.; BOCHERT, R.; ZETTLER, M.L. (1993). *Marenzelleria viridis*, an invader among the benthic community in Baltic coastal inlets - distribution and reproductive strategy. 28th Europ. Mar. Biol. Symp., Crete
- BREY, T. (1989). Der Einfluß physikalischer und biologischer Faktoren auf Struktur und Dynamik der sublitoralen Macoma-Gemeinschaft der Kieler Bucht. Ber. Inst. Meeresk., Univ. Kiel 186: 1-248
- CORRENS, M. (1976). Charakteristische morphometrische Daten der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst. Vermessungstechnik 24: 459-461
- DAUER, D.M.; MAYBURY, C.A.; EWING, R.M. (1981). Feeding behaviour and general ecology of several spionid polychaetes from the Chesapeake Bay. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 54: 21-38
- DÖRJES, J.; HOWARD, J.D. (1975). Estuaries of the Georgia Coast, U.S.A.: Sedimentology and biology. IV. Fluvial-marine transition indicators in an estuarine environment, Ogeechee River-Ossabaw Sound. Senckenbergiana marit. 7: 137-179
- ECKMAN, J.E.; NOWELL, A.R.M.; JUMARS, P.A. (1981). Sediment destabilization by animal tubes. J. Mar. Res. 39: 361-374
- ESSELINK, P.; ZWARTS, L. (1989). Seasonal trend in burrow depth and tidal variation in feeding activity of *Nereis diversicolor*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 56: 243-254
- ESSINK, K.; KLEEF, H.L. (1988). *Marenzelleria viridis* (Verrill, 1873) (Polychaeta: Spionidae): a new record from the Ems Estuary (The Netherlands/ Federal Republic of Germany). Zool. Bijdr. 38: 1-13
- 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. Aquat. Ecol.: 237-246
- FAGER, E.W. (1964). Marine sediments: Effects of a tube-building polychaete. Science 143: 356-359
- GEORGE, J.D. (1966). Reproduction and early development of the spionid polychaete, *Scolecoplex viridis* (Verrill). Biol. Bull. 130: 76-93
- GRUSZKA, P. (1991). *Marenzelleria viridis* (Verrill, 1873) (Polychaeta: Spionidae)- a new component of shallow water benthic community in the southern Baltic. Acta Ichth. Pisc. XXI Suppl.: 57-65

- HOLLAND, A.F.; MOUNTFORD, N.K.; HIEGEL, M.H.; KAUMEYER, K.R.; MIHURSKY, J.A. (1980). Influence of predation on infaunal abundance in upper Chesapeake Bay, USA. *Mar. Biol.* 57: 221-235
- HOWARD, J.D.; FREY, R.W. (1975). Estuaries of the Georgia Coast, U.S.A.: Sedimentology and Biology. II. Regional animal-sediment characteristics of Georgia estuaries. *Senckenbergiana marit.* 7: 33-103
- McLUSKY, D.S.; HULL, S.C.; ELLIOTT, M. (1993). Variations in the intertidal and subtidal macrofauna and sediments along a salinity gradient in the upper Forth Estuary. *Neth. J. Aquat. Ecol.* 27: 101-109
- MÖLLER, R. (1984). Verbreitungsökologische Untersuchungen am Makrozoobenthos im Winterhalbjahr 1983/84 im Barther Bodden. Diplomarbeit Univ. Rostock
- MUUS, B.J. (1967). The fauna of Danish estuaries and lagoons. *Medd. Komm. Danmarks Fisk. Havund.* 5: 1-316
- RHOADS, D.C.; YINGST, J.Y.; ULLMAN, W.J. (1978). Seafloor stability in central Long Island Sound: Part I. Temporal changes in erodibility of fine-grained sediment. In: WILEY (ed.) *Estuarine interactions*. Academic Press, New York, p. 221-244
- SANDERS, H.L.; GOUDSMIT, E.M.; MILLS, E.L.; HAMPSON, G.E. (1962). A study of the intertidal fauna of Barnstable Harbor, Massachusetts. *Limnol. Oceanogr.* 7: 63-79
- VERRILL, A.E. (1973). Report upon the invertebrate animals of Vineyard Sound and the adjacent waters, with an account of the physical characters of the region. *US Comm. Fish Fish.* Part I: 295-778
- YINGST, J.Y.; D.C. RHOADS (1978). Seafloor stability in central Long Island Sound: Part II. In: WILEY (ed.) *Biological interactions and their potential importance for seafloor erodibility*. Academic Press, New York, p. 245-260
- ZETTLER, M.L. (1993). Untersuchungen zur Biologie und Ökologie von *Marenzelleria viridis* (Polychaeta: Spionidae) in der Darß-Zingster Boddenkette. Diplomarbeit, Univ. Rostock
- ZETTLER, M.L.; BICK, A.; BOCHERT, R. (1994). Distribution and population dynamics of *Marenzelleria viridis* (Polychaeta: Spionidae) in a coastal water of the southern Baltic. *Arch.Fish.Max.Res.* in press

Verfasser

Michael L. Zettler
Universität Rostock
FB Biologie
18051 Rostock

Ralf Bochert; Michael Zettler; Andreas Bick

Untersuchungen zur räumlichen Verteilung der Larven von *Marenzelleria viridis* (Polychaeta; Spionidae) in einem flachen Küstengewässer der Ostsee

Abstract

The horizontal and vertical distribution of pelagic larvae of *Marenzelleria viridis* (Polychaeta, Spionidae) was studied in a shallow inner coastal water of the southern Baltic in Oktober 1992. The horizontal distribution was investigated once at 7 and once at 12 stations. The larvae was not regularly distributed. It has shown patchiness by grouping closely adjacent stations according to similarity or difference in average values. This was caused by currents in the investigation area. The vertical distribution of larvae was investigated at 4 stations (max. waterdepth 5,3 m). An evidence for preference of any waterdepth couldn't be found. This result was independent of daytime and lunar periodicity as well. The shallow coastal water was well mixed.

1 Einleitung

Mitte der 80iger Jahre wurde der nordamerikanische Polychaet *Marenzelleria viridis* (VERRILL, 1873) in verschiedenen Ästuaren der Nord- und Ostsee gefunden (ESSINK & KLEEF, 1988; BICK & BURCKHARDT, 1989). Die Einwanderung in die Küstengewässer erfolgte vermutlich mit dem Transport der pelagischen Larven in Ballastwasser von Schiffen. BICK & BURCKHARDT (1989) fanden 1985 in der polytrophen Darß-Zingster Boddenkette, einem Küstengewässer der südlichen Ostsee, die ersten Exemplare dieses Polychaeten. Seit diesem Zeitpunkt hat sich diese Spionide zu einem strukturbestimmenden Faunenelement in der Darß-Zingster Boddenkette entwickelt (ZETTLER, 1993).

Untersuchungen des Zooplanktons der Darß-Zingster Boddenkette zwischen 1987 und 1990 zeigten hohe Abundanzen der pelagischen Larven dieses Polychaeten im Herbst (KHATIB, 1989; THIEL, 1990). Im Rahmen der Untersuchungen zur Reproduktionsbiologie der Spionide *M. viridis* wurden seit 1991 an verschiedenen Stationen der Darß-Zingster Boddenkette Planktonproben entnommen und auf das Vorhandensein planktischer Stadien geprüft. Dabei ergab sich ein gegenüber nordamerikanischen und Nordsee-Ästuaren verschobener Reproduktionszeitraum (BOCHERT et al., 1994). 1992 wurden mit 21,8 Mill. Ind./m³ die höchsten Larvenabundanzen seit der Einwanderung ermittelt.

Gegenstand dieser Arbeit waren Untersuchungen zur vertikalen und horizontalen Verteilung der pelagischen Larven von *M. viridis* in einem flachen Küstengewässer. Berücksichtigt wurden dabei besonders der Einfluß der Tageszeit und des Mondlichtes auf die Vertikalverteilung der Larven.

2 Material und Methoden

2.1 Das Untersuchungsgebiet

Die Darß-Zingster Boddenkette ist ein gezeitenloses Ästuar in der südlichen Ostsee. Sie besteht aus 4 aneinandergereihten Bodden, die durch Landengen mehr oder weniger voneinander getrennt sind (Abb. 1). Salzreiches Ostseewasser (10 bis 14‰) fließt in die Darß-Zingster Boddenkette durch eine schmale Enge im Ostteil. Süßwasser gelangt hauptsächlich über die Flüsse Recknitz und Barthe in die Boddenkette. Der Salzgehalt reicht von 0,5‰ in den westlichen Gebieten bis zu 14‰ im Ostteil. Es herrschen in der Darß-Zingster Boddenkette starke interannuale und saisonale Schwankungen des Salzgehaltes und der Pegelstände, die durch windbedingte wechselnde Ein- bzw. Ausstromsituatio-

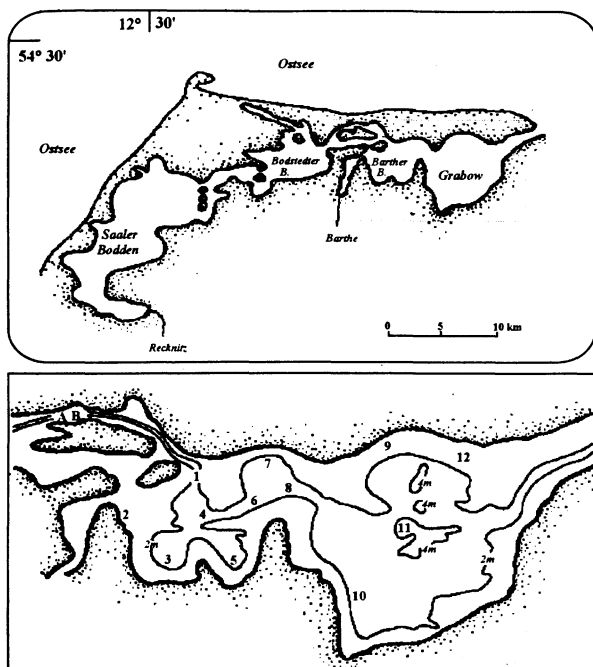


Abb. 1 Karte des Untersuchungsgebietes mit den Stationen.

nen und durch die Niederschlagsverhältnisse im Einzugsgebiet der Süßwasserzuflüsse hervorgerufen werden. Die Bodden sind sehr flach. Die durchschnittlichen Wassertiefen für den Barther Bodden und den Grabow, unseren Hauptuntersuchungsgebieten, wurden von SCHLUNGBAUM et al. (1978, 1981) mit 1,5 bzw. 2,3 m angegeben.

2.2 Methoden

Die Untersuchungen zur Horizontalverteilung wurden am 13.10.92 an den Stationen 1-7 und am 22.10.92 an den Stationen 1-12 (Abb. 1), jeweils zwischen 11.00 und 12.00 Uhr MEZ, durchgeführt. An jeder Station wurden drei 340 ml-Vollproben aus 0,5 m Wassertiefe entnommen und mit einer 4%igen gepufferten Formaldehydlösung fixiert. Die vollständige Auszählung der Proben erfolgte in einer Zählkammer (s. ARNDT, 1985) bei 32-facher Vergrößerung unter dem Stereomikroskop.

Untersuchungen zur Vertikalverteilung wurden an 2 Stationen im Zingster Strom (Tiefen: Station A 3,1 m, Station B 5,3 m) durchgeführt. Die Aufnahmen erfolgten in Abhängigkeit von der Tageszeit (Station A: vierstündlich; Station B: 12.00 und 24.00 Uhr;) sowie bei unterschiedlichen Mondphasen (Vollmond, Neumond). Weitere Vertikalverteilungen wurden im Barther Bodden (Station 4: Tiefe 3,2 m) und im Grabow (Station 11: Tiefe 3,5 m) (jeweils 12.00 Uhr) aufgenommen (Abb. 1) An jeder Station wurden an der Oberfläche beginnend im Abstand von 1 m je drei 340 ml-Vollproben entnommen und wie oben weiterverarbeitet. Insgesamt wurden 15 Vertikalverteilungen an 4 verschiedenen Stationen und zu unterschiedlichen Tageszeiten aufgenommen und 192 Planktonproben ausgewertet.

Das Datenmaterial wurde mit STATGRAPHICS (STSC Software®) statistisch ausgewertet. Da keine Normalverteilung vorlag wurden die Daten mit dem Test von Kruskal-Wallis geprüft. Lagen die berechneten Werte unter einem Level von 0,05 (5 % Irrtumswahrscheinlichkeit) so lagen innerhalb der Prüfgruppen signifikante Unterschiede vor. In diesen Fällen wurden der Test von Box und Whisker und die multiple Rang-Analyse angewandt, um die Unterschiede bei einem Konfidenzintervall von 95 % innerhalb der Prüfgruppen aufzudecken.

3 Ergebnisse

1992 registrierten wir Mitte September die ersten planktischen Stadien im Untersuchungsgebiet. Aus den befruchteten Eiern entwickelten sich unter günstigen Bedingungen (Wassertemperatur $> 10^{\circ}\text{C}$ und $S > 5^{\circ}/_{\infty}$) innerhalb von vier Wochen juvenile benthische Tiere (BOCHERT, 1993). Mit Erreichen des 3/4-Segmente Stadiums stellten die Larven ihre Ernährungsweise von Lecithotrophie auf Planktotrophie um. Mit diesem Wechsel ging eine 80%ige Sterblichkeit der Larven einher. Die meisten Larven gingen frühestens nach Erreichen des 16/19-Segmente Stadiums zu einer benthischen Lebensweise über. Diese Bedingungen wurden 1992 ab Mitte Oktober erreicht.

Ab Anfang Oktober laichten adulte *M. viridis* in unregelmäßigen Abständen erneut ab, so daß ab Mitte Oktober Larven mit 3 bis 23 Segmenten gefunden wurden, wobei das 3-Segmente Stadium mit 45 bis 80 % Dominanz am häufigsten auftrat.

Die Entwicklung der pelagischen Larven 1992 untersuchte BOCHERT (1993). Es wurde nachgewiesen, daß die Abundanzen über den gesamten Entwicklungszeitraum im Grabow deutlich niedriger lagen als im Barther Bodden. Die Wasserkörper beider Gewässer erschienen in dieser Untersuchungsperiode getrennt, da kein Austausch von Larven zwischen ihnen erkennbar war.

3.1 Horizontale Larvenverteilung

Vor der ersten Aufnahme am 13.10. wurden wechselnde Strömungsverhältnisse im Zingster Strom gemessen. Zwischen dem 13.10. und 20.10.92 herrschten ausschließlich Ausstromsituationen.

Bei beiden Aufnahmen wurden deutlich heterogene Verteilungsmuster ermittelt (Abb. 2). Der Kruskal-Wallis Test ergab für beide Erfassungen signifikante Unterschiede zwischen den Stationen ($p < 0,006$).

Am 13.10. wurden an der Station 1 mit 34.314 Ind./m³ die niedrigsten Abundanzen ermittelt. Damit waren diese Werte 8-fach kleiner als an der Station 2. Neben diesen Stationen mit stark differierenden Abundanzen traten aber auch Stationen mit ähnlichen Werten auf. Die Stationen 1/6, 2/3 und 4/5/7 bildeten nach der multiplen Rang-Analyse homologe Gruppen. Aufgrund ihrer Nachbarschaft charakterisierten allein die Stationen 2 und 3, im Südwesten des Gewässers gelegen, dadurch einen Wasserkörper mit relativ gleichmäßig verteilten Larven (Abb. 2).

Am 20.10. traten deutliche Unterschiede zwischen Grabow und Barther Bodden auf (Abb. 2). Zum einen lagen die Mittelwerte der Abundanzen im Grabow mit einer Ausnahme (Station 4) generell niedriger als im Nachbargewässer und zum anderen trat die Homogenität des Grabow merklich in Erscheinung.

Die Abundanzen der einzelnen Stationen im Barther Bodden wichen wie bei der früheren Aufnahme erkennbar, aber weniger deutlich voneinander ab. Dabei ergaben sich zwischen den Stationen 4 und 5 Unterschiede in den Abundanzen um das Vierfache. Mit Hilfe der multiplen Rang-Analyse konnten allein die Stationen 1 bis 4 und 5 bis 7 als homologe Gruppen zusammengefaßt werden. Signifikante Unterschiede ergaben sich nur zwischen der Station 4 und den Stationen 3/5/6/7 (Abb. 2).

Nur zwischen den Stationen 5 bis 7, im östlichen Barther Bodden gelegen, erfolgte ein Vergleich zu den Stationen im Grabow. Dabei konnten wir signifikante Unterschiede aufzeigen (Abb. 2). Der Abundanzwert der Station 8 liegt dabei intermediär zwischen diesen beiden Gebieten. Die Abundanzen an den vier Stationen im Grabow unterscheiden sich nur unwesentlich voneinander.

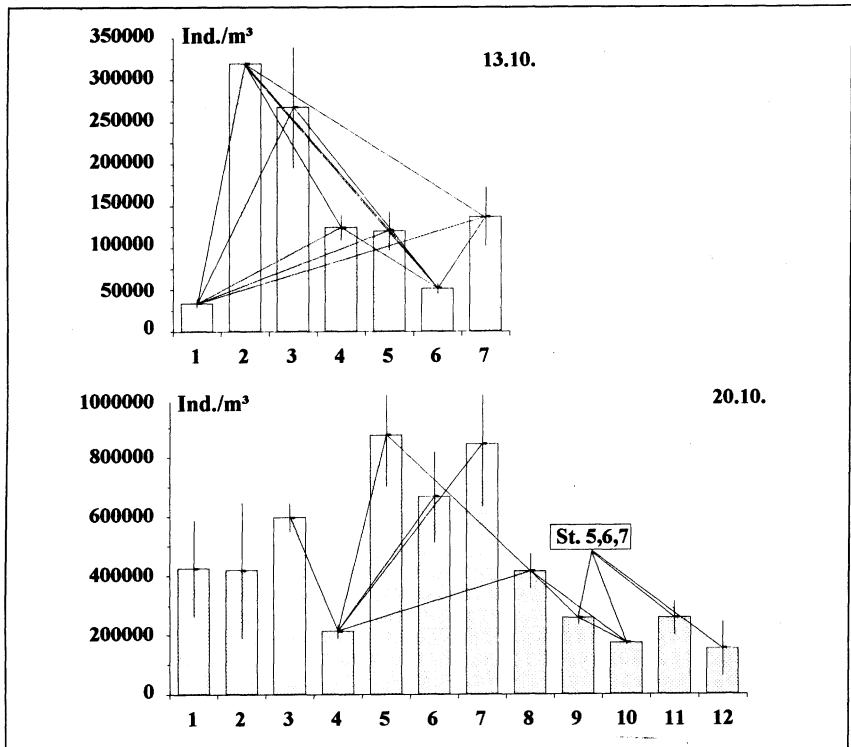


Abb. 2 Horizontalverteilung pelagischer Stadien von *M. viridis*: Abundanz $\pm$ Standardabweichung. Die Linien verbinden Stationen mit signifikant (Box und Whisker Test) unterschiedlichen Abundanzen ($p < 0,05$)

Lediglich zwischen den Stationen 9 und 10 traten sichtbare Differenzen in Erscheinung.

3.2 Vertikale Larvenverteilung

3.2.1 Abhängigkeit von der Wassertiefe

Die Vertikalverteilung an den Stationen A, 4 und 11 zeigte eine homogene Verteilung der Larven in der vertikalen Wassersäule, obwohl die Mittelwerte der einzelnen Tiefenstufen leicht variierten (Abb. 3, 4, 5). Lediglich am 21.10.92 an Station 4 lagen die Abundanzen an der Oberfläche deutlich niedriger als in 2 m Tiefe (Abb. 5). Auch bei allen anderen Aufnahmen registrierten wir nichtsignifikant niedrigere Oberflächenwerte. Sichtbarer wird dieser Unterschied bei zwei Aufnahmen an Station B. Teilweise signifikant wichen die Abundanzen der

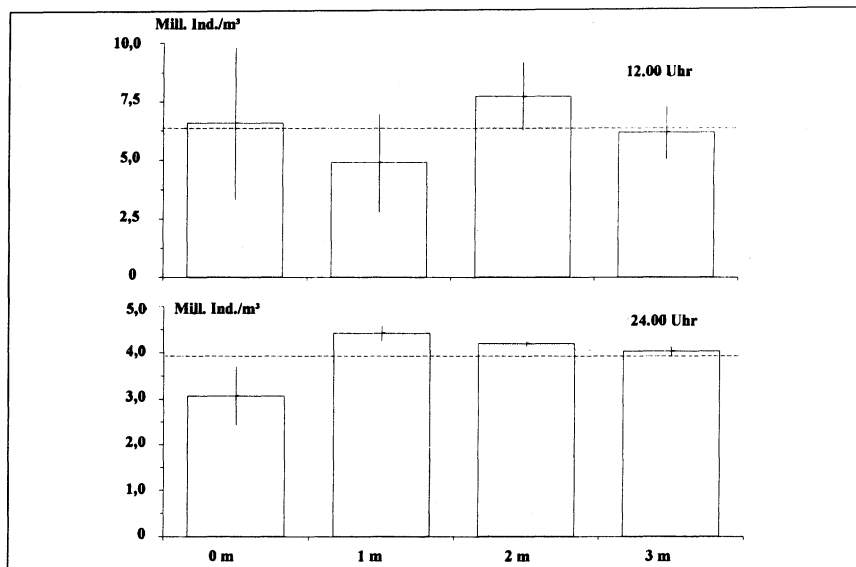


Abb. 3 Station A (08.10.92). Vertikalverteilung der Larven von *M. viridis*
 ---- = Mittelw. der Station.

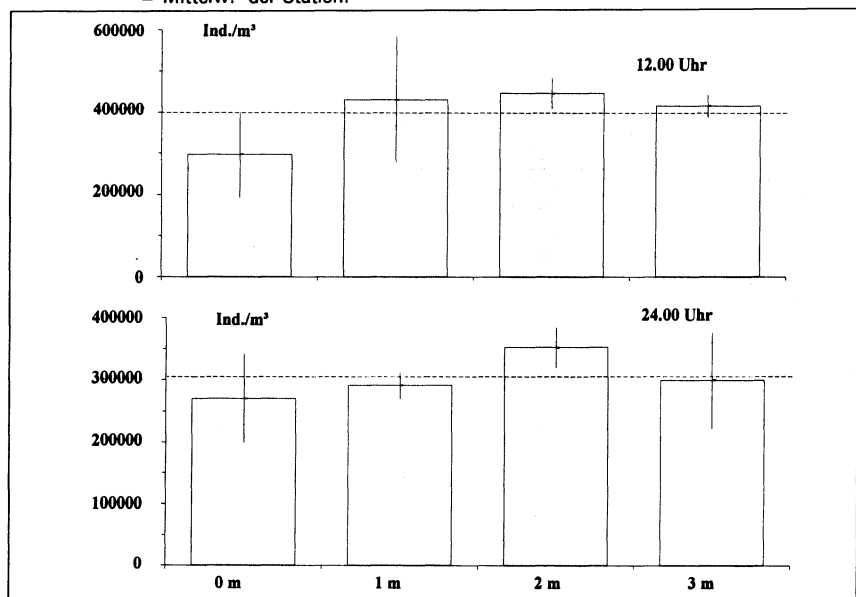


Abb. 4 Station A (12.10.92). Vertikalverteilung der Larven von *M. viridis*
 ---- = Mittelw. der Station.

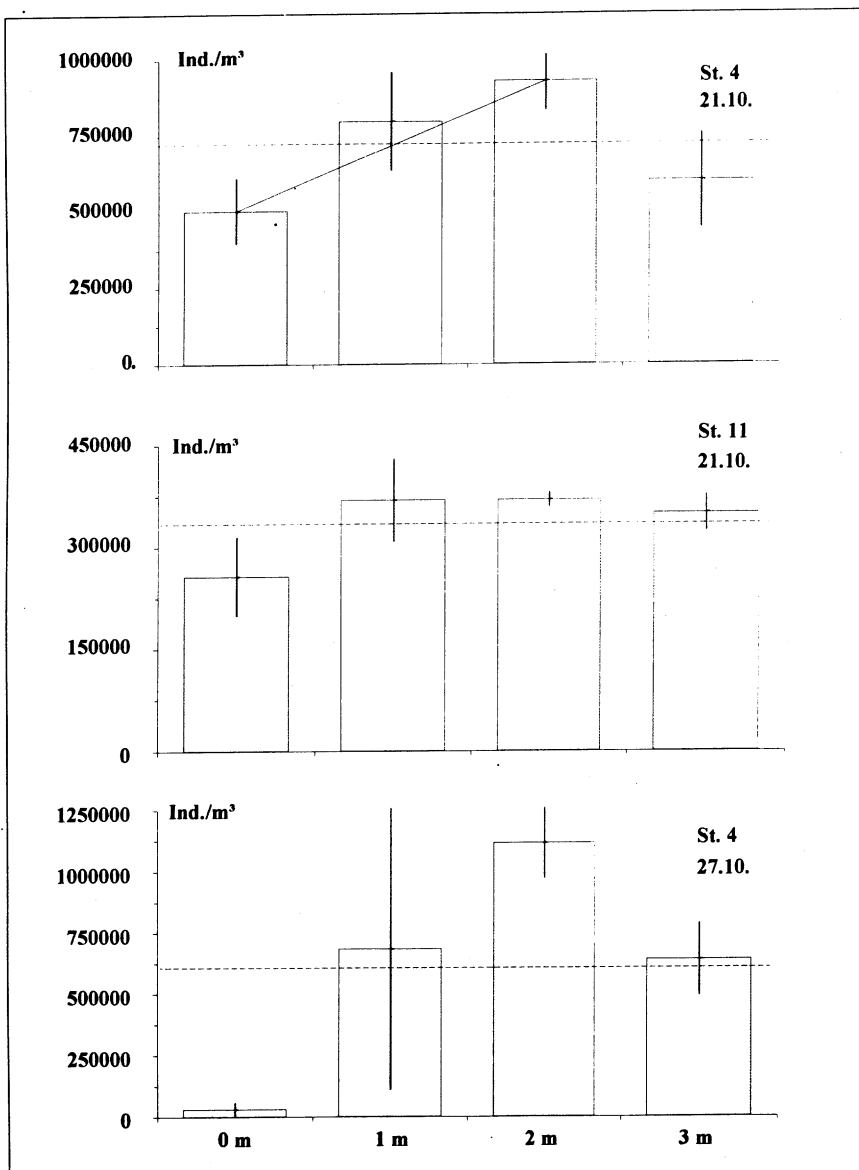


Abb. 5 Vertikalverteilung der Larven von *M. viridis* an den Stationen 4 und 11.
 ---- = Mittelw. der Station.

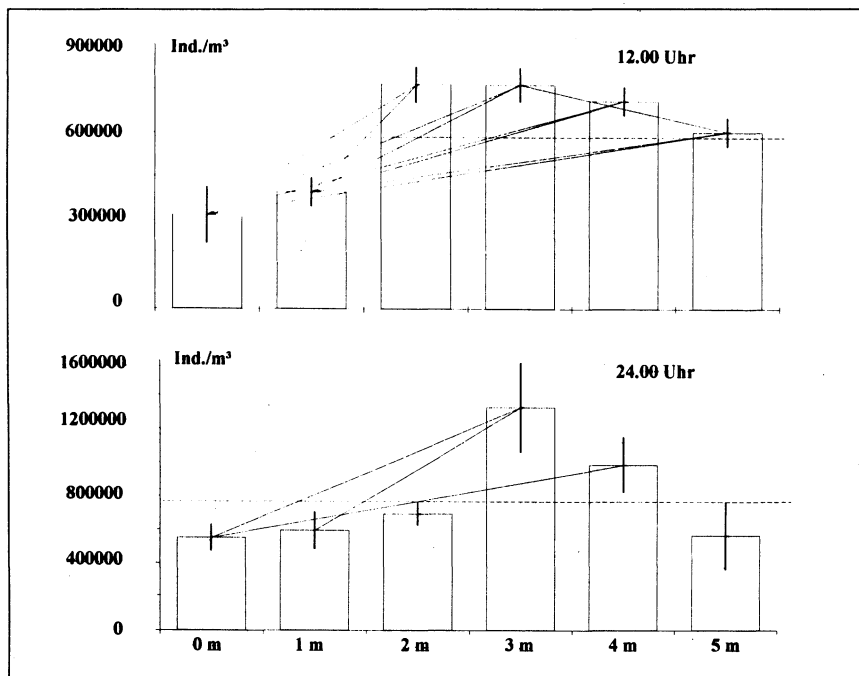


Abb. 6 Station 8 (28.10.92). Vertikalverteilung der Larven von *M. viridis*.

----- = Mittelw. der Station. (Vgl. Legende Abb. 2)

Tiefen 0 und 1 m von den Werten tieferer Wasserschichten ab (Abb. 6). Dabei lagen die Mittelwerte der Oberflächenproben um das 2½-fache unter den Werten in 3 m Tiefe.

Die Larven einzelner Größenklassen zeigten keine Bevorzugung bestimmter Wassertiefen (Abb. 7). Sowohl jüngere als auch ältere Stadien verteilten sich bei den Aufnahmen am 08.10. und 12.10. gleichmäßig in den einzelnen Tiefen.

3.2.2 Abhängigkeit von der Tageszeit und der Mondphase

Die Aufnahmen bei Tag und bei Nacht unterschieden sich in allen Fällen nicht voneinander. Die Larven waren homogen im Wasserkörper verteilt und zeigten keine Vertikalwanderungen bzw. diurnale Rhythmik (Abb. 3). Dieses Verhalten änderte sich auch nicht in Untersuchungs Nächten mit Vollmond (12.10) (Abb. 4) bzw. Neumond (28.10.) (Abb. 5). Zu den gleichen Ergebnissen führten auch die Analysen der Daten zur Vertikalverteilung von Larven einzelner Segmentklassen. Keinem Larvenstadium konnte eine Reaktion auf die veränderten Lichtverhältnisse nachgewiesen werden (Abb. 7).

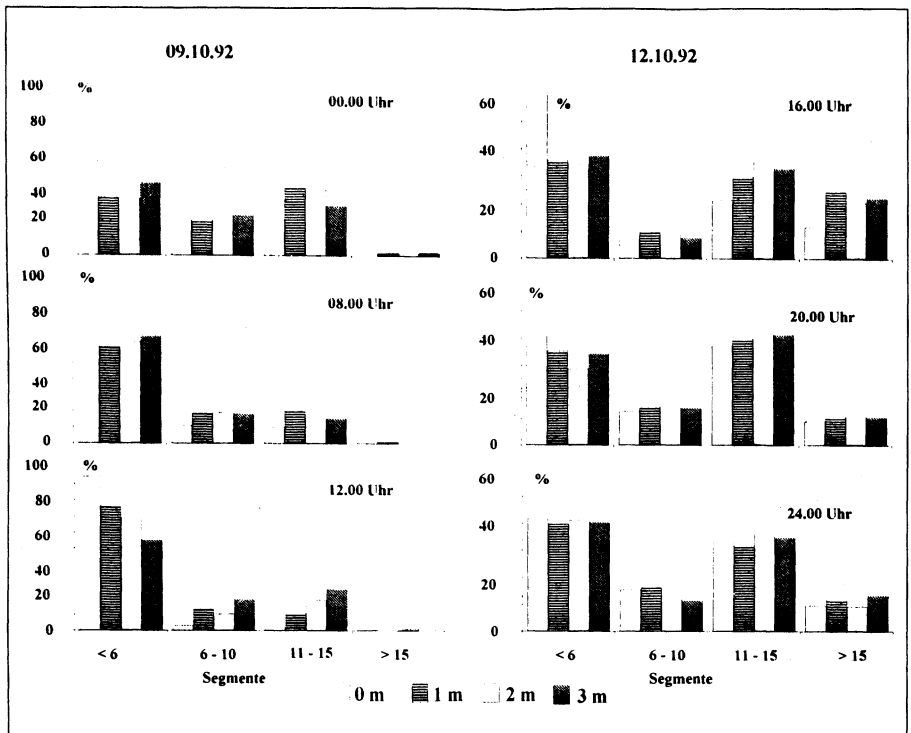


Abb. 7 Prozentuale Verteilung der Larven einzelner Segmentklassen in verschiedenen Wassertiefen an Station A zu verschiedenen Tageszeiten.

Auffällig war eine starke nicht signifikante Variabilität der Stationsmittelwerte zwischen zwei Untersuchungen in Abständen von nur 4 Stunden (Tab. 1). Am 08.10. wurden innerhalb von 16 Stunden bis zu dreifach höhere Abundanzen gemessen. Diese hohen Unterschiede an diesem Tag sind auf ein Abbläichen der Tiere zwischen den Probenahmen um 9.00 und 16.00 Uhr zurückzuführen. Um 30 % sanken (12.10.) bzw. stiegen (28.10.) die Abundanzen bei weiteren Untersuchungen. An diesen Tagen wurde kein Abbläichen registriert.

4 Diskussion

Die Gewässer der Darß-Zingster Boddenkette sind mit einer mittleren Tiefe von 1,7 m sehr flach und stets gut durchmischt. Daß auch unter diesen Bedingungen das Zooplankton deutlich heterogene Verteilungsmuster aufweist, zeigen die Untersuchungen zur räumlichen Verteilung von SCHNESE & FISCHER (1973); HEERKLOß et al. (1980); ARNDT et al. (1981) und KHATIB (1989).

Weitere Arbeiten in ähnlichen Gewässern liegen von ANRAKU (1975); NOWAK (1975) und SANDSTRÖM (1979) vor. KHATIB (1989) ermittelte die Verteilungsmuster der häufigsten Zooplankter im Saaler Bodden. Außer *Filinia longiseta* zeigten alle untersuchten Arten eine unregelmäßige artspezifische Horizontalverteilung, deren Ursachen das unterschiedliche Nahrungsangebot in den Regionen, der selektive Fraß von Räubern und hydrographische Verhältnisse waren. Diese Unregelmäßigkeiten waren im Frühjahr und Sommeraspekt deutlicher ausgeprägt, als bei Untersuchungen im Herbst.

Die vorliegenden Untersuchungen zeigen, daß die Larven von *M. viridis* in der flachen Darß-Zingster Boddenkette vor allem horizontal, aber auch teilweise vertikal, nicht homogen verteilt sind. Mögliche Ursachen dieser Heterogenität sehen ARNDT et al. (1981) in den Strömungs- und Lichtverhältnissen, der Temperatur, dem Salzgehalt, diurnalen Vertikalwanderungen, Horizontalwanderungen, selektivem Fraß durch Carnivore und der Nahrungsverteilung. HEERKLOß et al. (1980) konnten für verschiedene Zooplankter in der Darß-Zingster Boddenkette eine diurnale Rhythmik nachweisen. Sie vermuten in physikalischen Parametern (Dichte, Viskosität) die Ursache für die widersprüchlichen Ergebnisse zwischen ihren und den Untersuchungen von SCHNESE & FISCHER (1973), die im selben Untersuchungsgebiet keine diurnale Rhythmik der Zooplankter aufzeigten.

Alle oben genannten Faktoren werden mehr oder weniger die Verteilung der Larven beeinflussen. Im nachfolgenden sollen die einzelnen Ursachen näher beleuchtet werden.

Das Strömungsgeschehen in der flachen Darß-Zingster Boddenkette ist nach unserer Meinung ein wesentlicher Faktor, der die Verteilung der Larven beeinflusst. Es wird im wesentlichen durch den Wechsel von Ein- und Ausstromsituationen in der Darß-Zingster Boddenkette bestimmt. Vor allem im äußersten Osten macht sich die instabile hydrographische Situation bemerkbar. SCHNESE & FISCHER (1973) konnten eine Abnahme der Zooplanktonbiomasse auf Grund des Einflusses von planktonarmem Ostseewasser im Grabow nachweisen. Ferner kann es bei den wechselnden Strömungsverhältnissen zur Ausbildung von Salzgehaltsfronten und Temperaturgradienten kommen, die bestimmte Wasserkörper voneinander abgrenzen (SCHLUNGBAUM et al., 1981). Das in diesen Wasserkörpern befindliche Plankton verteilt sich dementsprechend nicht homogen und unterliegt dieser momentanen Strömungssituation. Salzreiches Wasser strömt vom Nordosten in den Grabow und verursacht Zirkulationsvorgänge, die neben dem Plankton auch die Sedimente unterschiedlich verteilen. Anhand der Horizontalverteilung der organischen Substanzen in der Oberflächenschicht lassen sich solche Zirkulationsprozesse gut ablesen (SCHLUNGBAUM et al., 1981).

Durch die relativ schmalen und mit 0,5 bis 1,5 m sehr flachen Landengen läßt sich der großflächig 3 m tiefe beckenförmige Grabow hinsichtlich der Larvenabundanzen deutlich von seinem westlichen Nachbarn trennen. Nur an der Station 8 in der zentral liegenden Fahrrinne werden Tiefen von mehr als 3 m

erreicht. Bedingt durch eine wesentlich geringere Abundanz adulter *M. viridis* im Grabow (ZETTLER et al., 1993) ermittelte BOCHERT (1993) auch eine geringere Abundanz der Larven gegenüber dem Barther Bodden. Diese Differenzen blieben aber während der gesamten Reproduktionszeit merklich erhalten. Dabei lagen die Werte im Grabow um das 3- bis 80-fache unter den Werten für den Barther Bodden und weisen auf einen fehlenden Austausch und auf eine mögliche Abgrenzung von den beiden Wasserkörpern in dieser Untersuchungsperiode hin. Die Ergebnisse zeigten für den Grabow eine annähernd homogene horizontale und vertikale Verteilung der Larven.

Nicht so eindeutig sind die Ergebnisse für den Barther Bodden. SCHNESE & FISCHER (1973) wiesen auf den Einfluß des Einstroms planktonarmen Wassers aus der Barthe auf die Verteilung der Zooplankter im Barther Bodden hin. Nach SCHLUNGBAUM et al. (1978) fließt dieses Wasser in südliche und als Zunge in östliche Richtung. Bei einer Einstromsituation verschieben sich die Wassermassen des Barther Boddens in südwestlicher Richtung. Das ansonsten süd- und ostwärts fließende planktonarme Barthewasser wird in nordöstliche Richtung gedrängt. Durch diese strömungsbedingten Veränderungen finden die unterschiedlichen Larvenabundanzen im Barther Bodden eine mögliche Erklärung.

Der Einfluß des Faktors Licht auf die Verteilung der Larven wurde von uns geprüft. Viele Polychaetenlarven zeigen eine positiv phototaktische Reaktion (BANSE, 1964). Diese kann vor dem Beginn der Metamorphose in eine Skototaxis umgewandelt werden (z.B. THORSON, 1964; BLAKE, 1969). Metamorphosebereite Larven müßten sich demnach nahe der Sedimentoberfläche aufhalten. Eine positiv phototaktische Reaktion konnten wir auch für die Larven von *M. viridis* bei Laborversuchen feststellen. Die meisten Larven müßten sich demnach bei Tag nahe der Oberfläche aufhalten. Sowohl dies als auch das Aufhalten metamorphosebereiter Stadien in Bodennähe konnten wir bei den vorliegenden Untersuchungen für die Larven von *M. viridis* nicht bestätigen. Bedingt durch die kräftigen Herbstwinde ist die vertikale Wassersäule gleichmäßig durchmischt. Die Vertikalverteilung am 27.10. wurde dagegen bei Windstille aufgenommen (Abb. 5). Auch an diesem Tag waren keine signifikanten Unterschiede feststellbar, obwohl die Larven in den lichtzugewandten Oberflächenproben niedrigere Werte als in den tieferen Wasserschichten aufwiesen. Es scheint, als ob der Lichtfaktor durch andere Faktoren überlagert wird. Das Ausbleiben von vertikalen Verteilungsmustern ist nicht nur aus flachen, sondern auch aus tieferen Gewässern bekannt. Dies wiesen z.B. WILSON (1982) für die meroplanktischen Larven von *Lepidonotus squamatus*, BANSE (1955) und DEW & WOOD (1955) für verschiedene Polychaetenlarven nach.

Diurnale Wanderungen sind ein weiterer Faktor, der die Verteilung der Larven beeinflussen kann. Auch in flachen Gewässern ist eine diurnale Rhythmik von Zooplanktern möglich. Das zeigten z.B. die Arbeiten von HEERKLOß et al. (1980) für Calanoidea, Harpacticoidea und Rotatorien in der Darß-Zingster Boddenkette und von STICKNEY & KNOWLES (1975) für *Acartia tonsa* in einem flachen Ästuar in Georgia. Im Gegensatz dazu konnten SCHNESE & FISCHER

(1973) in der Darß-Zingster Boddenkette keine Unterschiede der Copepodenabundanzen zwischen Tag und Nacht nachweisen. Mögliche Ursachen dafür wurden bereits erläutert.

Einen großen Einfluß auf die Verteilung der Larven kann auch der selektive Fraß an Planktern unterschiedlicher Größe durch verschiedenste Carnivore darstellen (DODSON et al., 1976; JACOBS, 1978). Nach THIEL (1990) werden Polychaetenlarven vor allem von Jungfischen z.B. Strandgrundel (*Pomatoschistus microps*), Dreistachliger Stichling (*Gasterosteus aculeatus*), Neunstachliger Stichling (*Pungitius pungitius*) und Plötz (*Rutilus rutilus*) konsumiert. Insgesamt fraßen die Jung- und Kleinfische 1988 im Bereich des Barther Boddens etwa 150 Larven/m³d⁻¹. Das entsprach etwa 4,2 % der während einer vierwöchigen Entwicklung vorhandenen Larven zu dieser Zeit (vgl. BOCHERT, 1993). Die Abnahme der Larvenabundanzen angesichts der Konsumption durch Jungfische liegt damit bei weitem unter den Werten, die während der Larvalentwicklung bei Umstellung der Ernährung von Lecithotrophie auf Planktotrophie auftrat. WINKLER & DEBUS (1994) wiesen einen Fraß von Larven durch den planktivoren Hering *Clupea harengus* nach.

Auch die Verteilung der Nahrung wird sicherlich einen Einfluß auf die Verteilung der Larven besitzen. BOCHERT (1993) konnte bei qualitativen Untersuchungen des Darminhaltes von *M. viridis* Larven alle auch zur gleichen Zeit im Plankton vorhandenen Phytoplankter nachweisen. Dies deutet in erster Linie auf eine nichtselektive, aber größenabhängige Nahrungsaufnahme hin. Anzunehmen ist, daß die verschiedenen Phytoplankter unterschiedlich von den Larven verwertet werden können. Demnach wird die Ernährung eher durch die Gesamtabundanz des Phytoplanktons limitiert und läßt eine Verteilung in Abhängigkeit von bestimmten Phytoplanktern ausschließen. Auch BANSE (1955) wies eine Verteilung der Polychaetenlarven unabhängig vom Phytoplankton und Detritusgehalt nach.

Zusammenfassung

Anhand der Untersuchungen zur räumlichen Verteilung der Larven von *M. viridis* in der flachen Darß-Zingster Boddenkette wurde für den Barther Bodden ein ungleichmäßiges horizontales Verteilungsmuster festgestellt. Im Grabow verteilen sich die Larven dagegen homogen. Eine annähernd gleichmäßige Verteilung erbrachten auch die meisten Untersuchungen zur Vertikalverteilung der Larven. Diurnalen Wanderungen konnten nicht belegt werden. Vor allem die Strömungsverhältnisse beeinflussen wesentlich die Verteilung der Larven in der Darß-Zingster Boddenkette. Mit nur geringem Einfluß sind dagegen der Faktor Licht, die Nahrungsverfügbarkeit, der selektive Fraß durch Carnivore und diurnale Rhythmen. Das zum Teil enorme Aufkommen der pelagischen Larven im Spätherbst seit 1989 stellt für die planktivoren Fische ein beträchtliches Nahrungsreservoir dar.

Danksagung

Die Untersuchungen wurden unterstützt durch das Bundesministerium für Forschung und Technologie. Förderkennzeichen: 03F0031A

Literatur

- ANRAKAU, M. (1975). Microdistribution of marine copepods in a small inlet. Mar. Biol. 30: 79-87
- ARNDT, H.; SCHNESE, W.; HEERKLOß, R. (1981). Untersuchungen zur räumlichen Verteilung des Zooplanktons in einem flachen Küstengewässer der Ostsee. Wiss. Zeitschr. Uni. Rostock, Math.-Nat. Reihe 4/5: 43-48
- ARNDT, H. (1985). Untersuchungen zur Populationsökologie der Zooplankter eines inneren Küstengewässers der Ostsee. Universität Rostock, Fachbereich Biologie, Diss.
- BANSE, K. (1955). Über das Verhalten von meroplanktischen Larven in geschichtetem Wasser. Kieler Meeresforschungen 11 (2): 188-200
- BANSE, K. (1964). On the vertical distribution of zooplankton in the sea. Progress in Oceanography 2: 53-113
- BICK, A.; BURCKARDT, R. (1989). Erstnachweis von *Marenzelleria viridis* (Polychaeta, Spionidae) für den Ostseeraum, mit einem Bestimmungsschlüssel der Spioniden der Ostsee. Mitt. Zool. Mus. Berlin 65 (2): 237-247
- BLAKE, J. A. (1969). Reproduction and larval development of *Polydora* from northern New England (Polychaeta: Spionidae). Ophelia 7: 1-63
- BOCHERT, R. (1993). Reproduktion und Larvalentwicklung von *Marenzelleria viridis* (Verrill, 1873) (Polychaeta: Spionidae) in der Darß-Zingster-Boddenkette. Universität Rostock, Fachbereich Biologie, Diplomarbeit
- BOCHERT, R.; BICK, A.; ZETTLER, M.; ARNDT, E.-A. (1994). *Marenzelleria viridis* (Verrill, 1873) (Polychaeta: Spionidae), an invader in the benthic community in Baltic coastal inlets- Investigations of the reproduction. Proc. of the 13. BMB-Symposium, Riga, Latvia: im Druck
- DODSON, S.L.; EDWARDS, C.; WIMAN, F.; NOMANDIN, J.C. (1976). Zooplankton: specific distribution and food abundance. Limnol. Oceanogr. 21: 309-313
- DEW, B., WOOD, E.J.F. (1955). Observations on periodicity in marine invertebrates. Australian Journal of Marine and the Freshwater Research 6 (3): 469-478
- ESSINK, K.; KLEEF, H. L. (1988). *Marenzelleria viridis* (Verrill, 1873) (Polychaeta: Spionidae): a new record from the Ems Estuary (The Netherlands/ Federal Republic of Germany). Zoolo-gische Bijdragen. Uitgegeven door het Rijksmuseum van Natuurlijke Historie te Leiden 38: 3-13
- JACOBS, J. (1978). Influence of prey size, light intensity and alternative prey on the selectivity of plankton feeding fish. Verh. Internat. Verein. Limnol. 20: 2461-2466
- HEERKLOß, R.; SCHNESE, W.; ARNDT, H.; FISCHER, F. (1980). Konsumtionsrate und Vertikalverteilung des Zooplanktons in einem flachen Küstengewässer. Wiss. Zeitschr. Uni. Rostock Math.-Nat. Reihe 4(5): 73-76
- KHATIB, S. (1989). Die Populationsdynamik des Zooplanktons im Saaler Bodden 1987/88. Universität Rostock, Fachbereich Biologie, Diss.
- NOWAK, K. (1975). Die Bedeutung des Zooplanktons für den Stoffhaushalt des Schierensees. Arch. Hydrobiol. 75: 149-224
- SANDSTRÖM, O. (1979). The horizontal distribution of Baltic epi- and metalimnic zooplankton species. Intern. Rev. ges. Hydrobiol. 64: 251-262
- SCHLUNGBAUM, G.; NAUSCH, G.; ARLT, G.; STOLLE, S.; STELLMACH, C. (1978). Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. VII. Spezielle Untersuchungen zur Qualität der Sedimentoberflächenschicht des Barther Boddens. Wiss. Zeitschr. Uni. Rostock. Math.-Nat. Reihe (4): 405-416
- SCHLUNGBAUM, G.; NAUSCH, G.; NESSIM, R.B.; ARLT, G.; STOLLE, S. (1981). Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. XIII. Spezielle Untersuchungen zur

Beschaffenheit der Sedimentoberflächenschicht des Grabow. Wiss. Zeitschr. Uni. Rostock Math-Nat. Reihe (4/5): 79-91

SCHNESE, W.; FISCHER, F. (1973). Abundanzen und Biomasse des Zooplanktons während der synoptischen Aufnahme der Bodden südlich der Halbinsel Zingst (südliche Ostsee) im Mai/Juni 1972. Wiss. Zeitschr. Uni. Rostock Math-Nat. Reihe (10): 1115-1118

STICKNEY, R.R.; KNOWLES, S.C (1975). Summer zooplankton distribution in a Georgia estuary. Mar. Biol. 33: 147-154

THIEL, R. (1990). Untersuchungen zur Ökologie der Jung- und Kleinfischarten in einem Bodden-gewässer der südlichen Ostsee. Universität Rostock, Fachbereich Biologie, Diss.

THORSON, G. (1964). Light as an ecological factor in the dispersal and settlement of larvae of marine bottom invertebrates. Ophelia 1 (1): 167-208

WILSON, S. R. (1982). Horizontal and vertical density distribution of polychaete and cirripede larvae over an inshore rock platform off Northumberland. J. Mar. Biol. Assoc. U.K. 62 (4): 907-917

WINKLER, H. M.; DEBUS, L. (1994). *Marenzelleria viridis* (Polychaeta) as an important food component of fish. Proc. of the 13. BMB-Symposium, Riga, Latvia: im Druck

ZETTLER, M.L. (1993). Untersuchungen zur Biologie und Ökologie von *Marenzelleria viridis* (Polychaeta: Spionidae) in der Darß-Zingster Boddenkette. Universität Rostock, Fachbereich Biologie, Diplomarbeit

Verfasser

Ralf Bochert
Universität Rostock
FB Biologie
18051 Rostock

