

Ulrich Schiewer; Günter Schlungbaum; 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; GRANELI 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 (ZEITSCHEL 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 Wertel', 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 einer 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 SAP-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 Mesokosmem-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.

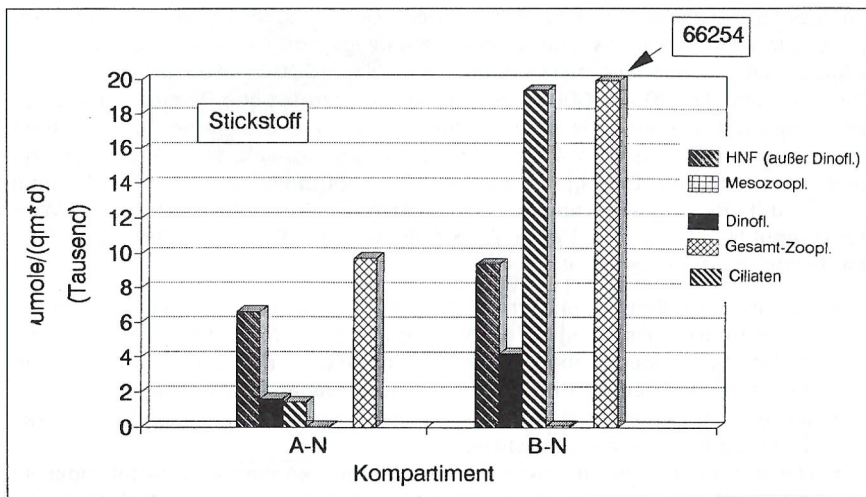


Abb. 1 Stickstoffremineralisierung in Mesokosmen Leistungen des mikrobiellen Nahrungsgefüges. Vergleich zweier Grenzsituationen A-N = Stickstofflimitation, B-N = Lichtlimitation. Berechnung der Werte unter Berücksichtigung der Produktion/Biomasse- und Respiration/Biomasserelationen sowie der Biomassen.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

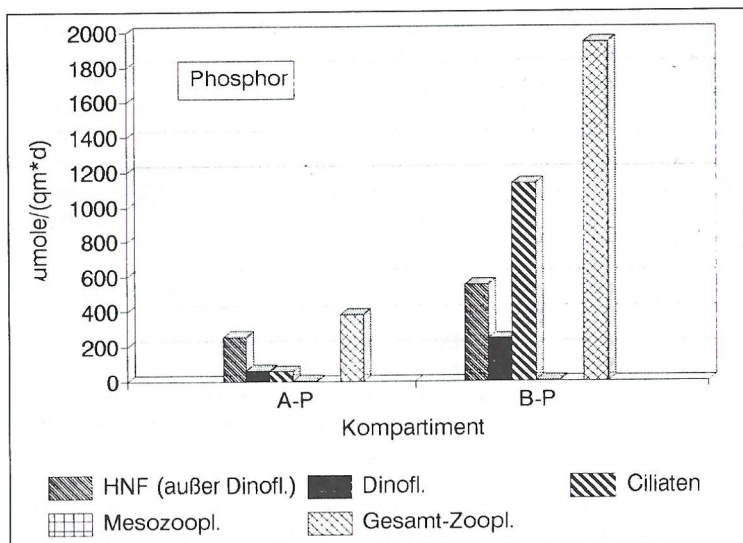


Abb. 2 Phosphorremineralisierung in Mesokosmen. Weitere Angaben vgl. Abb. 1

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.

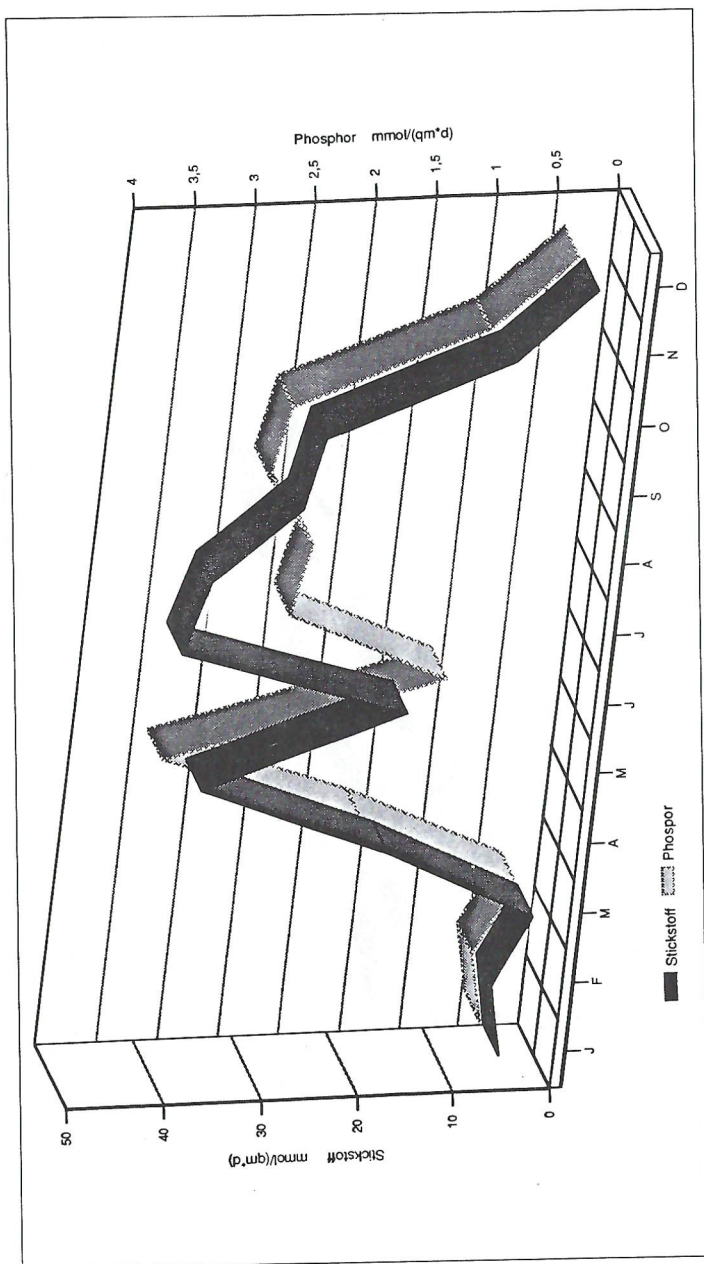


Abb. 3 Remineralisierungsraten im Freiwasser. Berechnung der Remineralisierung durch phagotrophische planktische Konsumenten aus der Respiration. C : N : P-Verhältnisse der konsumierten Phytoplankter und Bakterien abweichend vom REDFIELD-Verhältnis (106:16:1) wie folgt aufgrund der Nährstoffversorgung 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 Nettoproduktionseffektivität 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).

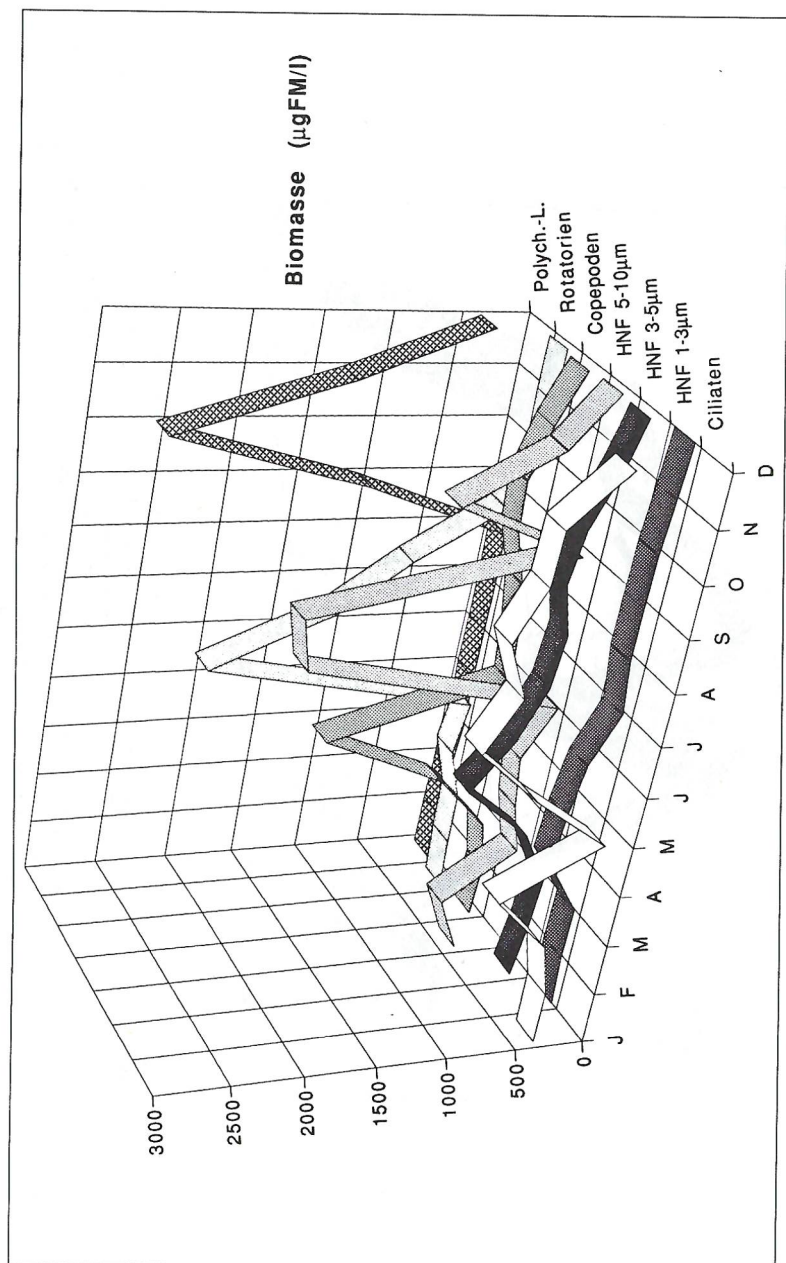


Abb. 4

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 rezirkuliert. 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 in 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. O. 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