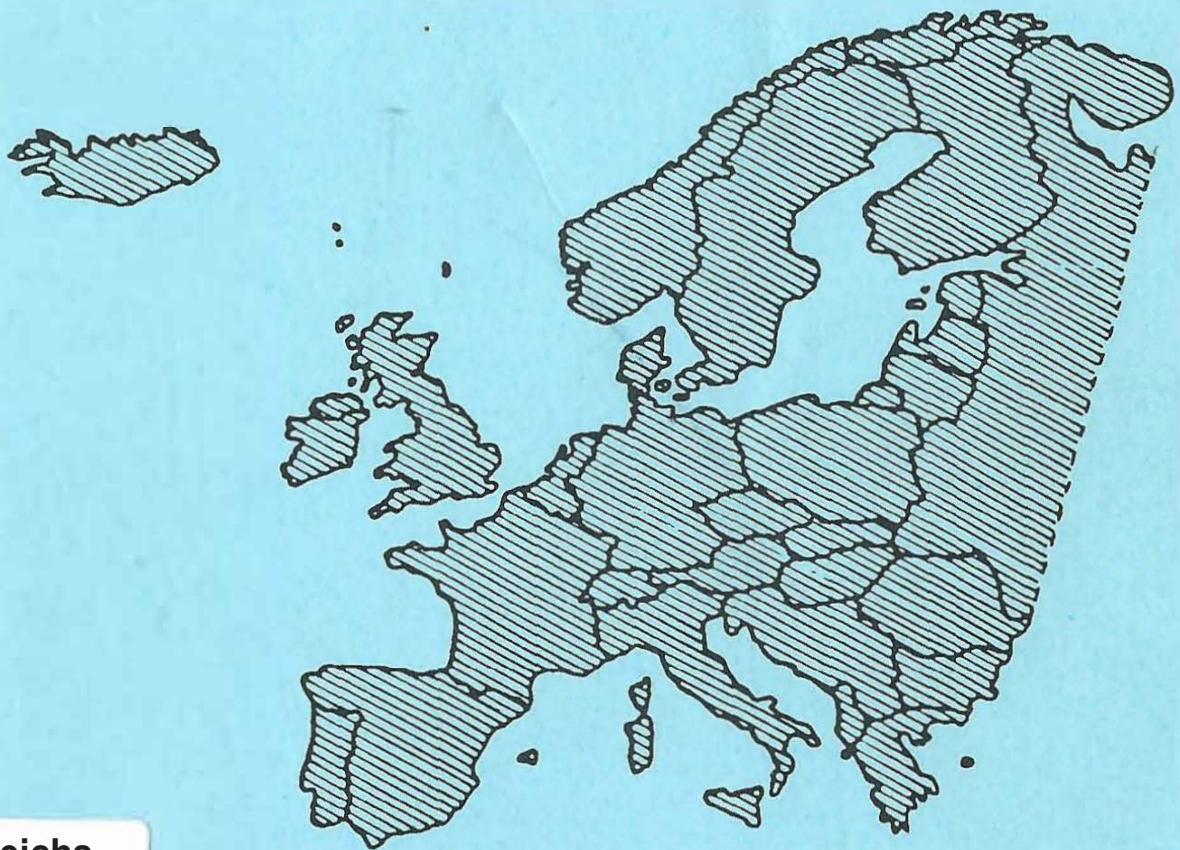


ISSN 0943-822X

Rostocker Meeresbiologische Beiträge

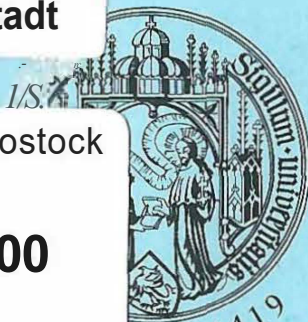
Heft 9



Bereichs-
bibliothek
Südstadt

UB Rostock
WA
80000

-9



UNIVERSITÄT ROSTOCK

Rostocker Meeresbiologische Beiträge

Heft 9

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

VERANTWORTLICHER DIESES HEFTES: Prof. Dr. habil. Günter Schlungbaum

REDAKTIONSKOLLEGIUM:
Prof. Dr. habil. Günter Arlt
Prof. Dr. habil. Ernst A. Arndt
Dr. Andreas Bick
Prof. Dr. habil. Gerhard Graf
Prof. Dr. habil. Ragnar Kinzelbach
Prof. Dr. habil. Ulrich Schiewer
Prof. Dr. habil. Günter Schlungbaum

LEKTORAT: Autorenkorrektur

HERSTELLUNG DER DRUCKVORLAGE: Dipl.-Biol.Kristine Schönefeldt

ZITAT KURZTITEL: Rostock. Meeresbiolog. Beitr. H. 9

Inhalt

| | Seite |
|---|-------|
| SCHIEWER, Ulrich Salzhaff, Greifswalder Bodden, Darß-Zingster Bodden- kette: Gewässereutrophierung und Pufferkapazität - ein Vergleich | 5 |
| HEERKLOSS, Reinhard OEKOTEXT - ein Computer-Lernprogramm für die um- weltethische Ausbildung von Hydrobiologen | 21 |
| HÜBENER, Thomas; ADLER, Sven und SELIG, Uwe Nutzung einer Diatomeen - Gesamtphosphat Korrelation zur Trophieindikation Erste Ergebnisse aus mecklenburgischen Seen | 37 |
| SELIG, Uwe und SCHLUNGBAUM, Günter Vergleichende Untersuchungen zwischen einem dimik- tischen und einem polymiktischen See in MV: gelöste und partikuläre Nährstoffe im Pelagial | 47 |
| SELIG, Uwe Sedimentologische Untersuchungen am Tiefen See bei Güstrow: Nährstoffgehalte, Nährstoffbindungen und Po- renwasseranalysen | 61 |
| KWIATKOWSKI, Bernd; SCHLUNGBAUM, Günter und GRABERT, Elmar Sedimentgütebewertung in hocheutrophen Gewässern mit Hilfe der ARAS SensorBSB Technik | 75 |
| KRÜGER, Olaf und SCHLUNGBAUM, Günter Die Sanierung und Restaurierung des Neustädter Sees - ein Konzept aus ökologischer, ökonomischer und techni- scher Sicht | 105 |
| ZETTLER, Michael L Some malacostracan crustacean assemblages in the southern and western Baltic Sea | 127 |
| KLENZ, Birgit Biodiversitätsuntersuchungen in der westlichen Ostsee | 145 |

Ulrich SCHIEWER

Salzhaff, Greifswalder Bodden, Darß-Zingster Boddenkette: Gewässereutrophierung und Pufferkapazität - ein Vergleich

1 Einleitung

Der Küstenraum der Ostsee und besonders der Mecklenburg-Vorpommerns ist durch seine Bodden und Haffe gekennzeichnet (Abb. 1). Sie prägen die Vielfalt der Küste. Als Verbindungsglieder und Mittler zwischen den terrestrischen Ökosystemen und der offenen Ostsee kommen ihnen wichtige Puffer- und Filterfunktionen zu. Ihre anthropogene Belastung ist jedoch unterschiedlich. Hinzu treten Variationen hinsichtlich ihres Vermögens zur Ausübung dieser Funktion.

Anhand des Salzhaffes (SH) bei Rerik/Wismar, des Greifswalder Boddens (GB) und der Darß-Zingster Boddenkette (DZBK) sollen einige der mit der Eutrophierung verbundenen Aspekte der Puffer- und Filterwirkung betrachtet und verallgemeinert werden.

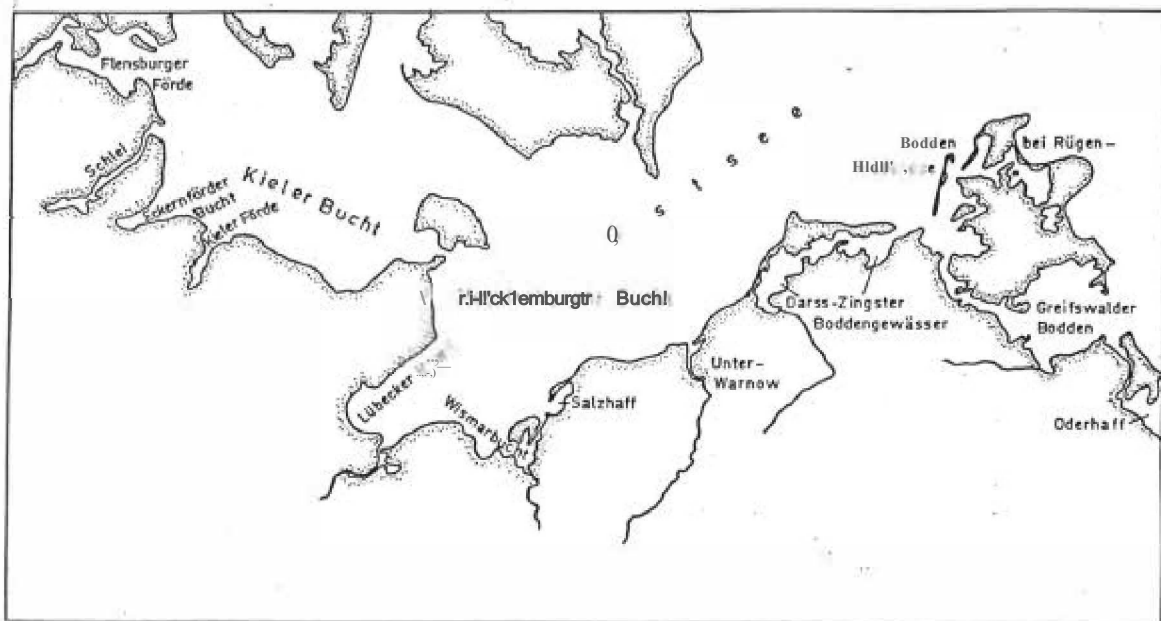


Abb. 1 Die Küstengewässer an der Deutschen Ostseeküste

2 Ergebnisse

Eine Übersicht ausgewählter Charakteristika (Tab. 1) zeigt, dass alle 3 Gewässer zum Flachwassertypus gehören. Unterschiede gibt es hinsichtlich der Größe, ihrer Einzugsgebiete und der Salinität. Diese Angaben reichen jedoch zur Beurteilung der Gewässer nicht aus. Eine detailliertere Beschreibung der Einzelgewässer soll deshalb die notwendigen Ergänzungen liefern.

Tabelle 1 Charakteristika ausgewählter Bodden und Haffe

| | Darß-Zingster Boddenkette | Greifswalder Bodden | Salzhaff |
|---------------------------|--------------------------------------|------------------------------------|-------------------------------------|
| Gewässeroberfläche | 197,0 km ² | 514,0 km ² | 29,3 km ² |
| Volumen | 387 x 10 ⁶ m ³ | 3 x 10 ⁶ m ³ | 67 x 10 ⁶ m ³ |
| Einzugsgebiet | 1.594 km ² | 510 km ² | 211 km ² |
| Oberfläche/ Einzugsgebiet | 1 : 8 | 1 : 1 | 1 : 7 |
| Mittlere Tiefe | 2,0 m | 5,6 m | 2,5 m |
| Maximale Tiefe | 12,0 m | 13,5 m | 10,0 m |
| Mittlere Salinität | 4,5 PSU | 7,5 PSU | 10,5 PSU |
| Salinitätsbereich | < 0,5 - 15,0 PSU | < 5,3 - 12,2 PSU | < 5,0 - 15,0 PSU |

SALZHAF (SH)

Das SH bei Rerik (Abb. 2) ist das kleinste der betrachteten Gewässer (Tab.1), aber auch das am wenigsten belastete. Das ist zunächst aus dem Oberflächen/Einzugsgebiet-Verhältnis nicht zu ersehen. Es resultiert vielmehr aus der Nutzung der Halbinsel Wustrow seit den 30iger Jahren als militärisches Übungsgebiet. Zum anderen sind punktuelle Eutrophierungsquellen nur der Heilbach und die Stadt Rerik. Aus der insgesamt nur mäßigen Belastung resultiert die in einem Flachgewässer dieses Typs zu erwartende Dominanz der Makrophyten in großen Teilen des Haffs. Untersuchungen (von WEBER 1990) belegten die Existenz einer intakten Phyto-, Epiphytenfauna im Litoral und einer Sandbodenfauna im Benthos (Abb. 3). Sie bedingen die Dominanz des Grazing-Nahrungsnetzes. Seit etwa 15 Jahren treten jedoch größere mechanische Belastungen für die Makrophyten durch Surfer in Bereichen des Südufers auf, die zumindest in den betroffenen Abschnitten zu einer Beeinträchtigung der Makrophyten führen dürften. Trotzdem ist das SH insgesamt als mesotroph einzuschätzen.

Als wesentliche entlastende Einflüsse, die eine Stabilisierung des bisherigen Zustandes des Ökosystems SH bedingen, sind die guten Austauschmöglichkeiten mit der Ostsee und der relativ hohen Salzgehalt zu nennen. Sie bedingen das Vorkommen und die Entwicklung einer artenreichen Flora und Fauna. Zusammen mit der guten Sauerstoffversorgung des Benthos und einem intensiven Grazing-

Nahrungsnetz verhindert das offenbar die zu starke Anreicherung von organischem Material im Sediment.

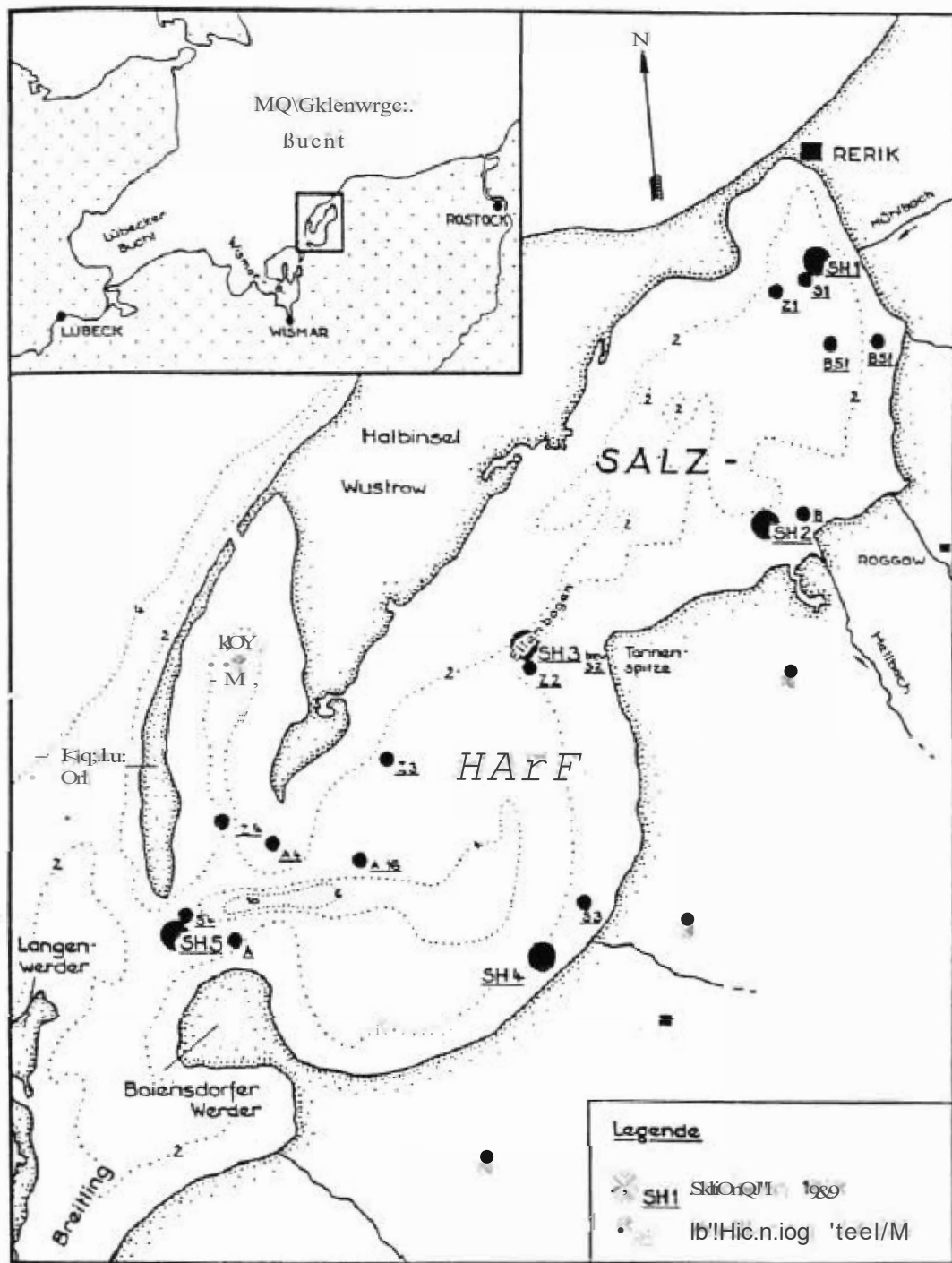


Abb. 2 Das Salzhaff - geographischer Überblick und Stationsnetz (v. WEBER 1990)

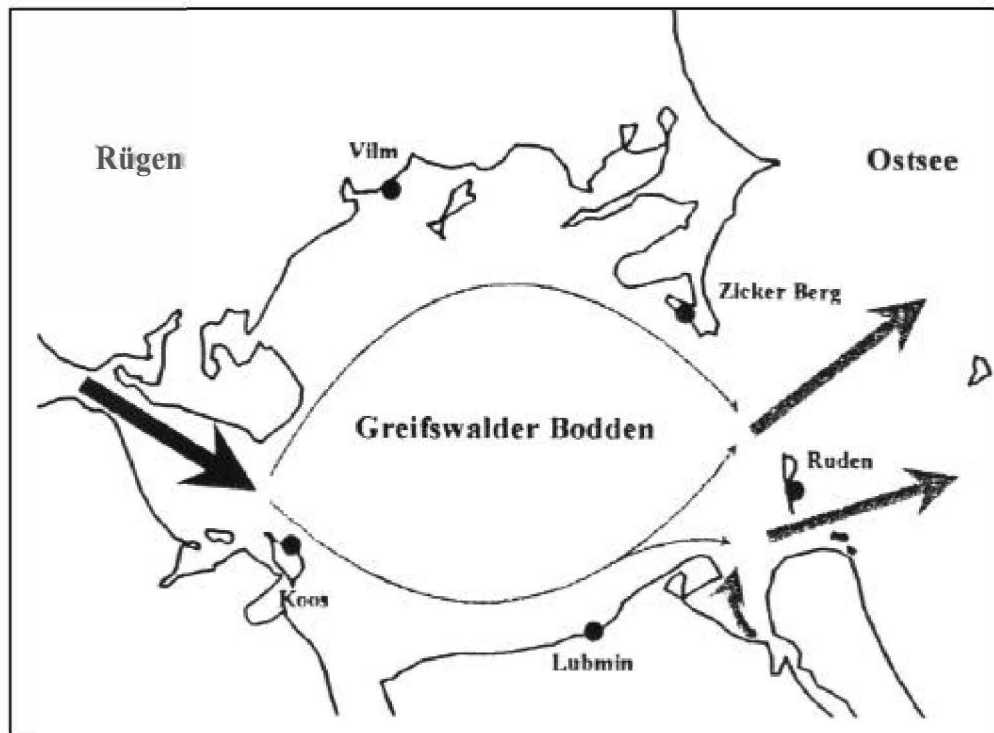


Abb. 4 Greifswalder Bodden - Strömungsverhältnisse Anfang 1994 bis Juli 1994 (JÖNSSON et al. 1998)

In den letzten 40 Jahren war ein stufenweiser Eutrophierungsprozeß kennzeichnend für die Gesamtentwicklung. Am Beginn stand ein gesteigertes Phytoplanktonwachstum infolge verstärkter Nährstoffeinträge. Dadurch verringerte sich das Lichtangebot für die submersen Pflanzen. Diese reagierten mit einer Verringerung der Wachstumstiefe und dem Rückgang der langsam wachsenden Rot- und Braunalgen sowie der Seegrasbestände (GEISEL 1986). Parallel dazu kam es zur Ausbreitung von schnell wachsenden Grün- und Braunalgen, vor allem von *Enteromorpha*-Arten und *Pylaiella littoralis*. Verbunden damit waren Veränderungen in der Ausbreitung und Zusammensetzung der gesamten makrophytobenthischen Gemeinschaften (MESSNER und v. OERTZEN 1991).

Im Phytoplankton sind noch Diatomeen stark vertreten (40 %). Die Chlorophyceen stellen 43,5 %, die Cyanobakterien 15 % und die anderen Algengruppen 0,5 % der Arten. Charakteristisch ist eine ausgeprägte Jahresperiodizität des Phytoplanktons bedingt durch aufeinanderfolgenden Limitationen durch Temperatur, Licht, Silicium, kurzzeitig PO_4 , Stickstoff, sowie erneut Licht und Temperatur im Jahresverlauf. Die vorhandene Biomasse variiert zwischen 20 - 90 mg m^{-2} Chlorophyll a. Die Rate der Jahresprimärproduktion liegt bei ca. 350 g C $m^{-2} a^{-1}$.

Auffällig ist der starke Rückgang die Besiedlungsfläche der Makrophyten von 75 % auf 15 % der Boddenfläche. Gleichzeitig erfolgt eine Verringerung der Besiedlungstiefe von >6 m auf ca. 3 - 4 m (Tab. 2, nach BARTELS u. KLÜBER 1998). Die geringere Bodendeckung durch Makrophyten erhöhte die Beweglichkeit des Sediments und damit die Trübung des Wassers. Der damit verbundene Rückkopplungseffekt hat sicher zum beschleunigten Rückgang der Makrophyten beigetragen.

Insgesamt ist jedoch die Artenvielfalt der Makrophyten mit 15 Chlorophyten, 13 Spermatophyten, 9 Rhodophyten, 7 Phaeophyten, 3 Charaphyceen und 9 Cyanobakterien noch relativ groß.

Tabelle 2 Vertikale Bewuchsgrenzen der Makrophyten im Greifswalder Bodden 1996 (nach BARTELS und KLÜWER 1998).

| Nr. | Areal | Tiefe (m) | Gattung |
|-----|--|------------|---------------------------------------|
| 1 | Gelbes Ufer | 4,5 3 | Polysiphonia Zostera |
| 2 | Höhe Wrechensee | 2,8 | Polysiphonia & Zostera |
| 3 | Muglitz | 3 | Zostera |
| 4 | Stresower Bucht/ Neu Reddevitz | 4,1 3,7 | Polysiphonia Zostera |
| 5 | Reddevitzer Höft/ Buchtausgang Hagensche Wiek | 6,2 3,4 | Polysiphonia Zostera |
| 6 | Zickersche Höft | 5,9 3,5 | Polysiphonia & Furcellaria Zostera |
| 7 | Ruden | 3,2 | Zostera |
| 8 | Struck | 2,2 | Zostera |
| 9 | Vierow | 4,5 2,7 | Polysiphonia Zostera |
| 10 | Gahlkower Haken | 3 | Zostera |
| 11 | Dänische Wiek | 1,8 | Potamogeton |
| 12 | Kooser Haken | 3,1 | Zostera |
| 13 | Großer Stubber | 3,6 | Zostera |

Das Benthal des GBs ist im Ostteil durch Sandboden geprägt. Für dieses Benthal sind hohe Abundanzen und Diversitäten von Mollusken und Ostracoden typisch. Die dominierende Ostracodenart ist *Cytheromorpha fuscata*. Der Westteil des GBs ist in den letzten 40 Jahren dagegen durch die zunehmende Eutrophierung weitgehend verschlickt. Auffallend sind hier die niedrigen Abundanzen und niedrigen Diversitäten der Mollusken und Ostracoden. Die dominierende Ostracodenart ist *Cypræis torosa*.

Die im letzten Jahrzehnt zurückgegangene Nährstoffbelastungen zeigen erste positive Auswirkungen. So erscheint die Kohlenstoffbilanz des GB über das ganze Jahr gerechnet als ausgewogen (HUBERT et al. 1998) und im Spätfrühling kann ein durch Zooplanktonfraß bedingtes Klarwasserstadium nachgewiesen werden (SCHMIDT, mdl. Mitt.).

DARSS-ZINGSTER BODDENKETTE (DZBK)

Die DZBK ist im Gegensatz zu den beiden bisher besprochenen Gewässern ein gegliedertes Flachgewässer mit einem relativ kleinen Zugang zur Ostsee. Dadurch besitzt es eine größere Autonomie und damit eine besonders hohe Empfindlichkeit gegenüber Nährstoffbelastungen (SCHIEWER et al. 1994).

Hinzu kommt das ungünstige Oberflächen-/Einzugsbebiets-Verhältnis (vgl. Tab. 1), die Einträge durch die Recknitz und Barthe sowie durch die Abwässer der Städte Ribnitz-Damngarten und Barth. Das hat in den letzten 50 Jahren zu einer massiven Eutrophierung dieses Gewässers geführt (Abb. 5).

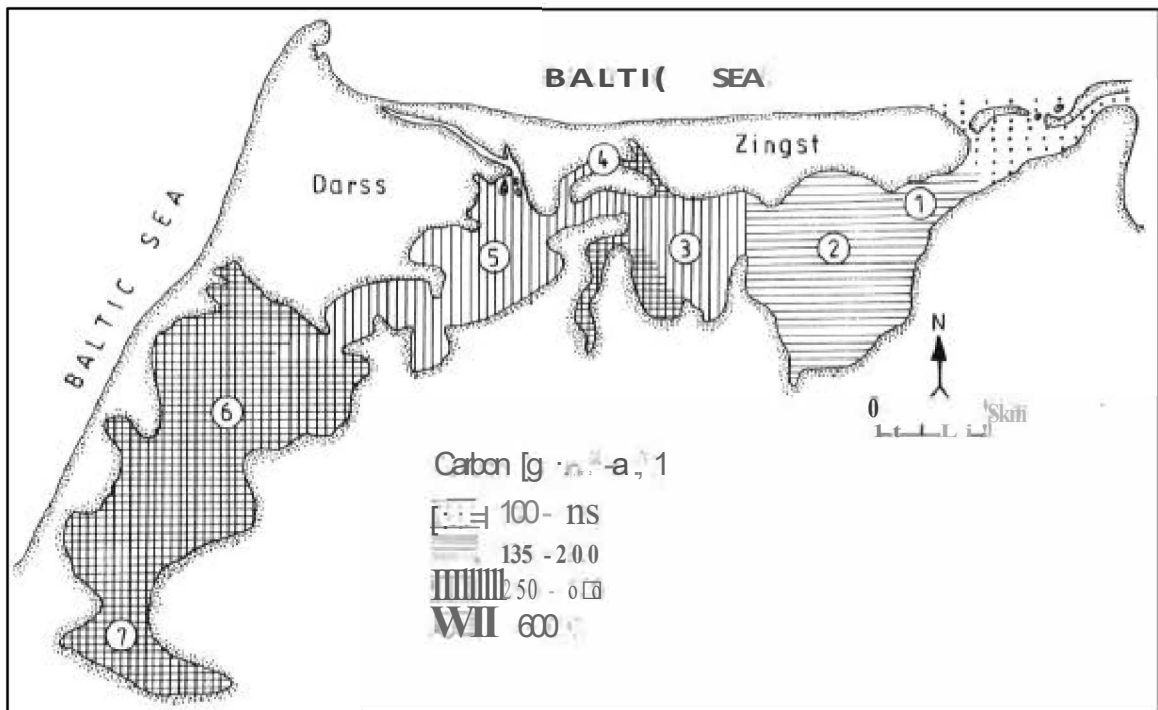


Abb. 5 Darß-Zingster Boddenkette - Verteilung der Primärproduktion Mitte der 80iger Jahre

Untersuchungen über drei Jahrzehnte erlauben eine gute Charakterisierung des abgelaufenen Eutrophierungsprozesses bis zum jetzigen polytrophen Zustand. Deren wesentliche Aspekte sind der Verlust der Diatomeendominanz, gefolgt vom Verlust der Dominanz der submersen Makrophyten sowie der Ausprägung und Verstärkung des mikrobiellen Nahrungsgefüges (Abb. 6/7).

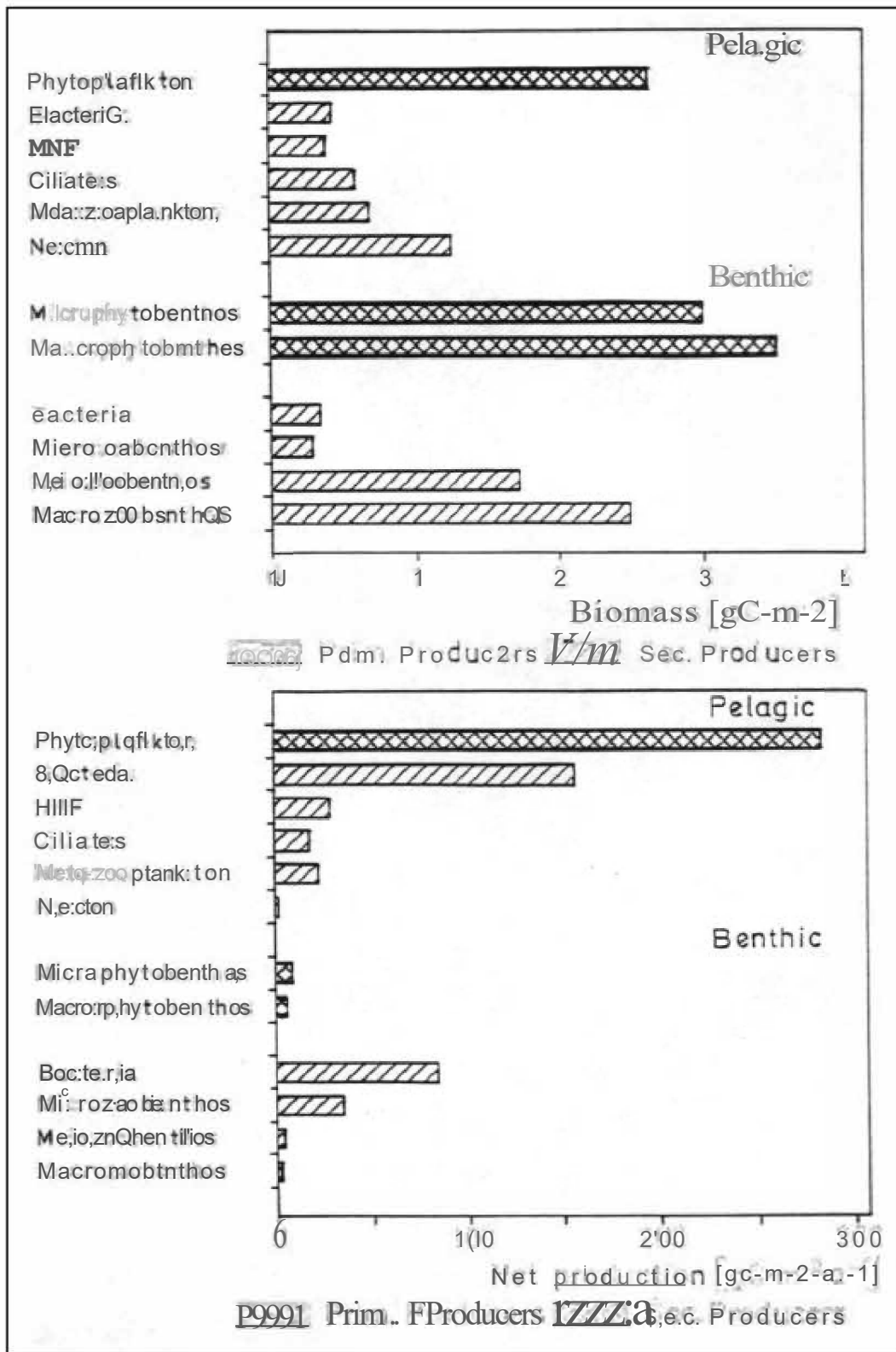


Abb. 6 Darß-Zingster Boddenkette - Biomasse und Nettoproduktion im Pelagial und im Benthal Mitte der 80iger Jahre

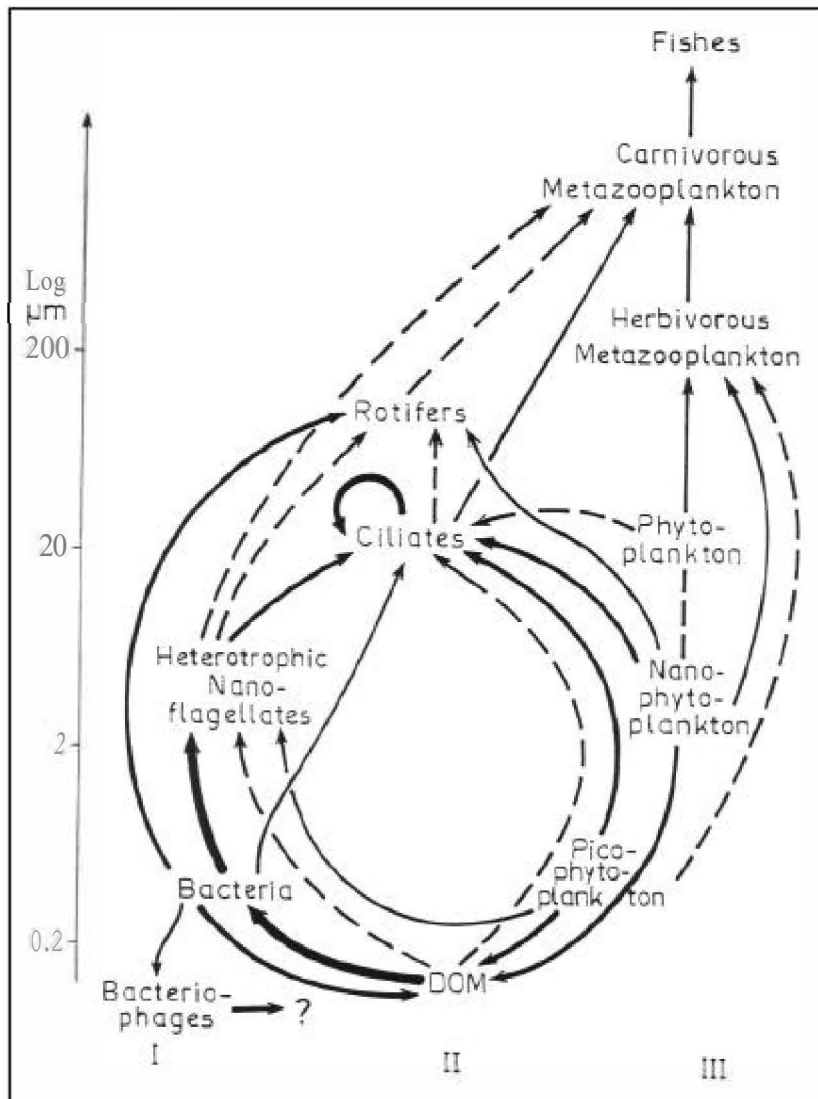


Abb. 7 Darß-Zingster Boddenkette - Nahrungsnetze des Pelagials.
 I = Nebennetz mit Bakteriophagen und Viren;
 II = Mikrobielles Nahrungsnetz. Der Hauptumsatz läuft über dieses Netz.
 III = Traditionelles Weidenahrungsnetz, seit Ende der 1970er Jahre ein Nebenweg.

Die gegenwärtig erreichten strukturellen Veränderungen sind gekennzeichnet durch:

- Die Dominanz des Nano- und Picophytoplanktons (Grünalgen, Cyanobakterien) und deren vorrangige Limitation durch Licht
- Den Rückgang des dominierenden Copepoden *Eurytemora affinis* und der größeren Rotatorien. An ihrer Stelle treten verstärkt Protozooplankton und kleine Rotatorien der Gattung *Synchaeta* auf.

Diese Veränderungen spiegeln sich in der Systemfunktion wider:

- Dominanz des mikrobiellen Nahrungsgefüges, wobei mehr als 90 % des pelagischen Kohlenstoffs über diesen Kreislauf umgesetzt wird (SCHIEWER und JOST 1991, SCHIEWER 1998).

- Beschleunigte Remineralisierung im Pelagial/Sedimentauflage, die zu einer starken Selbsteutrophierung des Systems führt.
- Hohe Respirationsraten, über die große Mengen des organischen Materials umgesetzt werden.

Ein solches Ökosystem ist sowohl gegenüber einer weiteren Eutrophierung als auch seiner Restauration sehr stabil (Abb. 8).

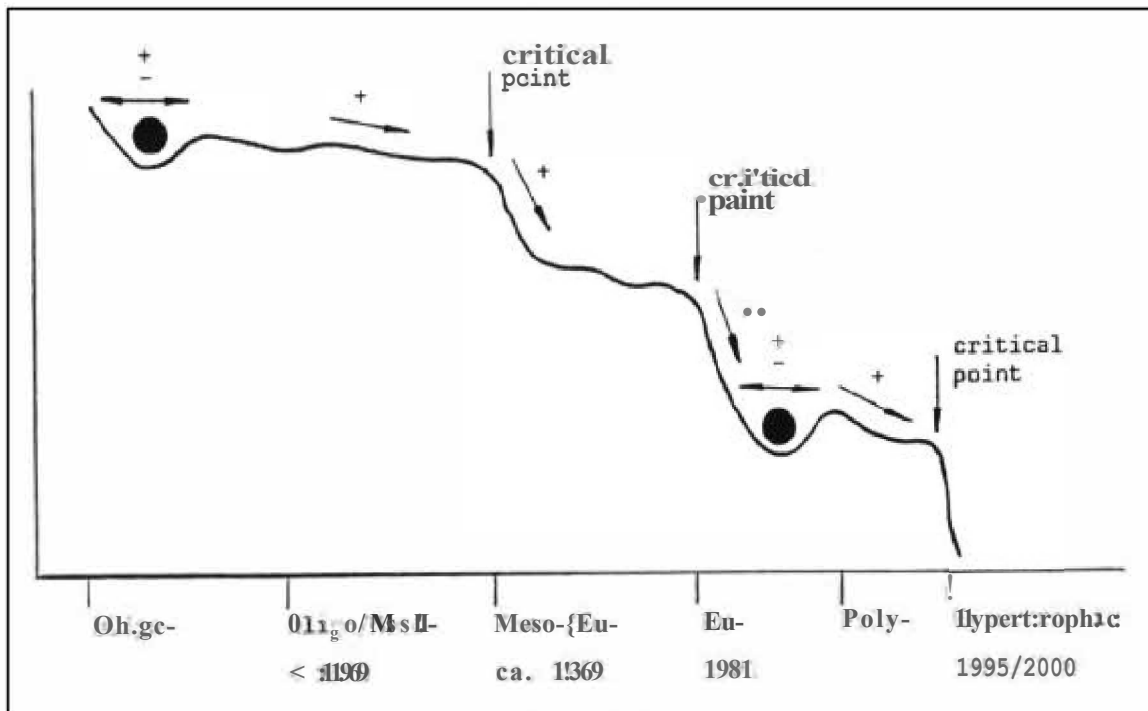


Abb. 8 Darß-Zingster Boddenkette - Barther Bodden: stufenweise Eutrophierung. Hypothetischer oligotropher Zustand während der Entstehung der DZBK. 1. kritischer Punkt ist verbunden mit dem Verlust der Diatomeendominanz im Frühjahr. 2. kritischer Punkt ist gekennzeichnet durch den massiven Verlust an submersen Makrophyten. Der 3. kritischer Punkt wurde nicht mehr erreicht.

- = Stabilitätsmaximum, in den 90iger Jahren stark ausgeprägt durch Umstrukturierungen im Nahrungsnetz infolge der Lichtlimitation des phytoplanktons.

Durch die Eutrophierung wurde das DOC/POC-Verhältnis von ca. 6:1 im Küstenbereich der Ostsee auf ca. 1:1 in der Kurr Bucht (Abb. 9) und den weiter westlich gelegenen Boddenbecken der DZBK erniedrigt (SCHIEWER et al. , in press). Daraus resultiert neben der Zunahme der Trübung ein auffallend hoher Anteil einer sehr mobilen Sedimentauflage (fluffy sediment layer). Offensichtlich ist diese Sedimentauflage durch die hohen Konzentrationen an Organismen, gute O₂-Versorgung und ihren engen Kontakt mit dem Sediment das Stoffumsatzzentrum in der DZBK (Abb. 10). Ergebnisse von RIELING et al. (1999) belegen, daß der Nährstofftransport vom Sediment ins Freiwasser durch die Sedimentauflage vollständig kontrolliert wird.

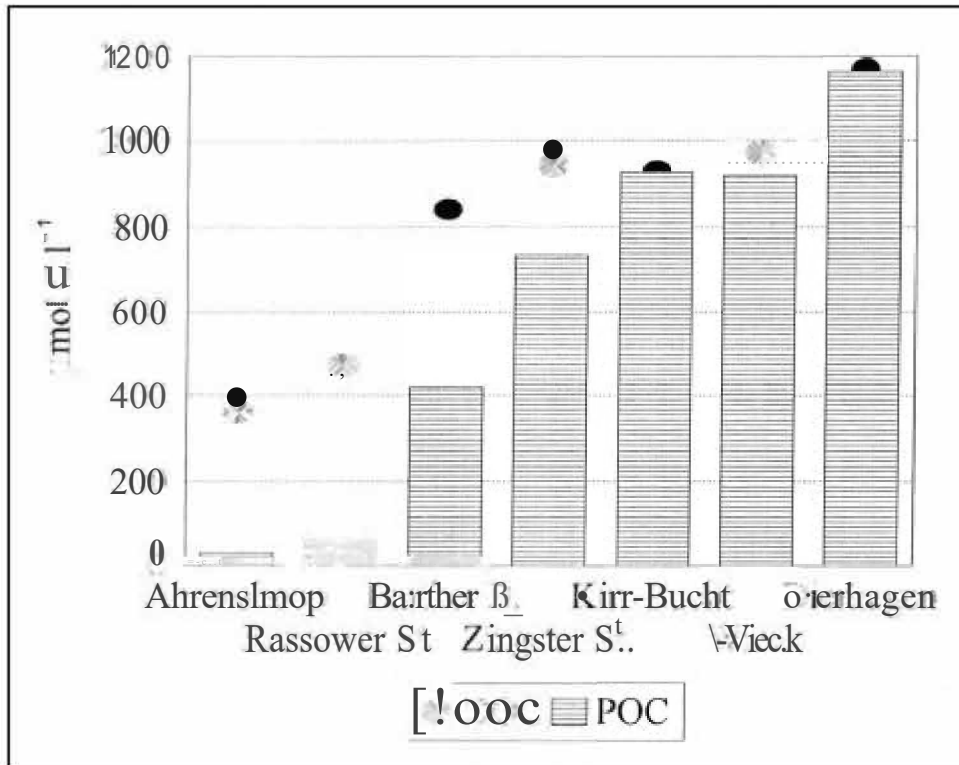


Abb. 9 Darß-Zingster Boddenkette - Partikulärer (POC)- und gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)-Gehalt im Eutrophierungsgradienten. Ahrenshoop = Vergleichsstation an der Außenküste der Ostsee.

ATMOSPÄRE

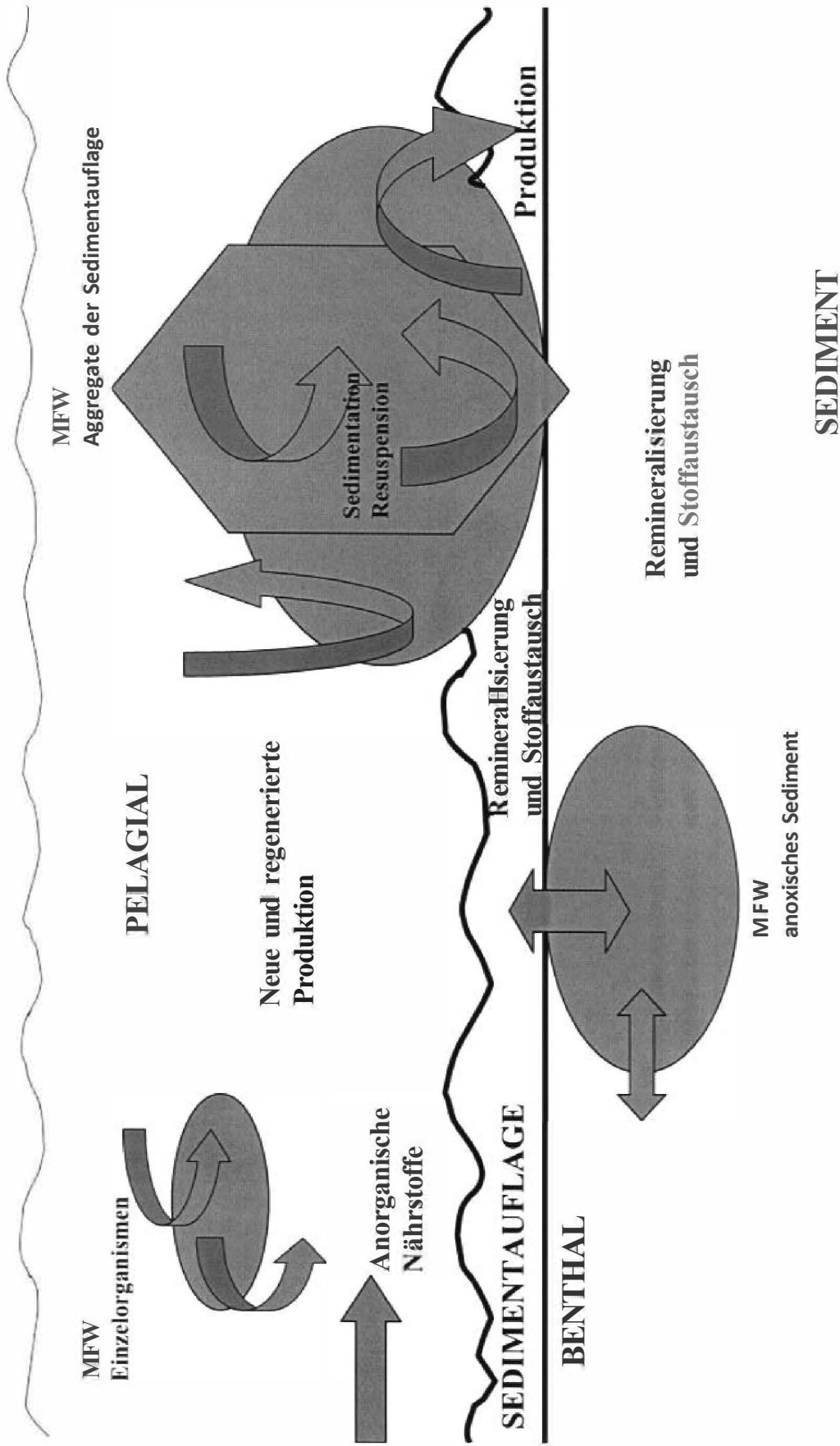


Abb. 10 Darß-Zingster Boddenkette - Dominanz der Sedimentauflage (Fluffy Sediment Layer) beim Kohlenstoffumsatz.
MFW = Mikrobielles Nahrungsnetz.

3 Diskussion und Schlußfolgerungen

Alle drei Gewässer sind brackige, gezeitenlose Flachgewässer, denen eine Reihe gleicher Eigenschaften zugeschrieben werden kann:

- polymiktisch mit intensiver benthisch-pelagischer Kopplung
- hoher O₂-Eintrag und damit beschleunigter Umsatz der organischen Substanzen
- geringe biologische Aktivitäten und Dominanz der anorganischen Nährstoffe im Winter
- intensive Denitrifizierung im Frühjahr
- Dominanz der organischen Nährstoffe während der Vegetationsperiode
- Akkumulation huminhaltiger Substanzen
- Hauptumsatzorte sind die Wassersäule und die Sedimentauflage
- hohe Remineralisierungsraten und "Selbst"-Eutrophierung.

Ihre Puffer- und Filterkapazität resultiert primär aus der Sedimentation infolge verringerter Strömungsgeschwindigkeiten und verlangsamtem Abfluß. Modifizierend darauf wirken

- die Morphologie und Bodentopologie sowie hydrologische Prozesse wie Wasserzirkulation, Süßwasserzufluß und die Austauschprozesse mit der Ostsee. Chemisch-physikalische Prozesse wie Adsorption, Desorption, Aggregation und Ausfällung verändern die Bedingungen.
- Sekundär werden die Bodden und Hafte als Bioreaktoren wirksam. Physiologische und ökologische Prozesse wie Photosynthese, Respiration, Denitrifikation, Nahrungsnetze und Stoffkreisläufe prägen das Gesamtverhalten der Ökosystems. Zusätzliche gravierende Einflüsse entstehen durch anthropogen bedingte organische Belastungen, Eutrophierung und Pollution.

Entscheidenden Einfluß auf das Gesamtverhalten dieser Küstengewässern haben die Austauschraten mit der offenen Ostsee. Dabei können zwei Grundtypen unterschieden werden:

- Dominanz der horizontalen Austauschprozesse mit der Ostsee gegenüber den internen Umsatzraten. Sie können entstehen durch kurze Verweilzeiten in flußdominierten Ästuaren, z. B. im Oderhaff. Oder sie resultieren aus den guten Austauschmöglichkeiten mit der Ostsee, wie z. B. beim GB. In diesen Fällen wird die Wirksamkeit der Gewässer als Bioreaktoren deutlich verringert.
- Dominanz der internen Umsatzraten gegenüber den Austauschprozessen mit der Ostsee, z. B. durch enge Ausgänge zur Ostsee und /oder Untergliederung der Bodden in Bassins. Beides trifft für die DZBK zu. Daraus ergibt sich einerseits eine größere "Autonomie" dieser Ästuare. Die Bedeutung der Gewässer als Bioreaktoren nimmt erheblich zu. Andererseits bedingen solche Verhältnis-

se aber auch eine deutlich erhöhte Empfindlichkeit gegenüber Nährstoffbelastungen.

Aus den bisherigen Ergebnissen lassen sich eine Reihe von Empfehlungen zur optimalen Gestaltung der Bedingungen in Bodden und Haffen ableiten:

1. Sicherung ihrer multivalenten Nutzung durch Etablierung sich miteinander entwickelnder ökologischer und sozio-ökonomischer Systemkomplexe. Eine derartige Nutzung entspricht weitgehend der ökologischen Ausstattung dieses Gewässertyps.
2. Restaurierung der eutrophierten Gewässer durch einschneidende Verringerung der Belastungen aus den Einzugsgebieten:
 - für die Beseitigung der "Hot-Spots" sind dreistufige Kläranlagen erforderlich;
 - zur Entlastung kleinerer Belastungsquellen im Einzugsgebiet sollten "Low-Tech"-Kläranlagen entwickelt und eingesetzt werden;
 - zur dauerhaften Unterstützung der Entlastung des Gewässers ist eine dem Einzugsgebiet adäquate Landnutzung zu etablieren;
 - die Unterstützung der natürlichen Selbstreinigungskraft der Gewässer, u. a. durch Recycling von Abfällen; qualitative Verbesserungen an Stelle quantitativen Wachstums sollte Vorrang vor aufwendigen Maßnahmen zur Wiederherstellung nach anthropogenen Belastungen haben.
3. Entwicklung eines umfassenden Monitorings und eines Klassifizierungssystems unter stärkerer Einbeziehung funktioneller Aspekte. Diesem Anliegen kommen die Vorstellungen der EU-Richtlinie zum Gewässermonitoring und -klassifizierung deutlich näher als die bisherigen offiziellen deutschen Richtlinien.
4. Auswahl von Gebieten, die eine kombinierte und vergleichende Untersuchung durch Naturwissenschaftler und Sozio-Ökonomen erlauben.
5. Durchführung von Untersuchungen zur Selbstregulation des Gesamtsystems unter Beachtung der nachhaltigen Entwicklung.

Zusammenfassung

Gezeitenlose Bodden und Haffe sind entlang der Ostseeküste weit verbreitet und wichtige Puffer und Filter für die offenen Ostsee. Sie sind ökologisch gekennzeichnet durch ihre hohe Variabilität und moderate Elastizität. Ihre Puffer- und Filterkapazität variiert in Abhängigkeit von der Größe des Einzugsgebietes, den Austauschprozessen mit der Ostsee sowie den chemisch-physikalischen und biologischen Prozessen in den Gewässern.

Durch die weitgehend einseitige anthropogen Nutzung als Vorfluter hat die dadurch bedingte Eutrophierung in den letzten 40 Jahren in der Regel die Puffer- und Filterwirkung durch Überlastung vermindert, mitunter auch fast ausgeschaltet. Eine vielseitige sozio-ökonomische Nutzung ihrer Ressourcen und Funktionen entspricht

dem Charakter dieser Gewässer am besten. Sie ist somit die beste Nutzungsstrategie für deren nachhaltige Entwicklung - sie spart Geld und erhält das Ökosystem!

Literatur

- BARTELS, S. und U. KLÜBER (1998). Die räumliche Verbreitung des Makrophytobenthos und seine Akkumulation von Nährstoffen und Schwermetallen. Teil 1: Erfassung des Bedeckungsgrades des Greifswalder Boddens mit submersen Makrophyten.- Greifswalder Geogr. Arbeiten 16: 316-325.
- BENKE, H. (Hrsg.). Die Wismar-Bucht und das Salzhaff. Meer und Museum 13, 1997: 104 S.
- GEISEL, T. (1986). Pflanzensoziologische Untersuchungen am Makrophytobenthos des Greifswalder Boddens. Dipl.-Arbeit, Univ. Rostock.
- HUBERT, M.-L.; KOB, A. und U. VIETINGHOFF (1998). Modellierung der Biomasseentwicklung unter dem Einfluß von Wasseraustausch am Beispiel des Greifswalder Boddens.- Greifswalder geogr. Arbeiten 16: 403-450.
- JÖNSSON, N.; A. BUSCH, A.; LORENZ, Th. und B. KORTH (1998). Struktur und Funktion von Bodenlebensgemeinschaften im Ergebnis von Austausch- und Vermischungsprozessen.- Greifswalder Geogr. Arbeiten 16: 250-285.
- MESSNER, U.; and J.-A. v. OERTZEN (1991). Long-term changes in the vertical distribution of macrophytobenthic communities in the Greifswalder Bodden.- Acta Ichth. Piscat. 21 (suppl.): 135-143.
- RIELING, T., I. STODIAN, H. J. BLACK, M. KÖSTER und L.-A. MEYER_REIL (1999). Aspekte des mikrobiellen Kohlenstoffkreislaufs.- Bodden 8: 49-57.
- SCHIEWER, U. & JOST, G. (1991). Microbial food web in eutrophic shallow brackish estuaries of the Baltic Sea. Internat. Rev. ges. Hydrobiol. 76: 339-350.
- SCHIEWER, U. (1998). Hypertrophy of a Baltic estuary - changes in structure and function of the planktonic community. Verh. Internat. Verein. Limnol. 26: 1503-1507.
- SCHIEWER, U.; RENTSCH, D. and R. SCHUMANN (1999). Composition and size fractions of particulate material in the polytrophic Darß-Zingst lagoon an coastal area of the southern Baltic Sea.- Verh. Internat. Verein. Limnol. 27 (in press).
- SCHIEWER, U.; SCHLUNGBAUM, G. & ARNDT, E. A. (Hrsg.). Monographie der Darß-Zingster Boddenkette - Überblick über 20 Jahre Boddenforschung. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 2 1994: 240 S.
- STREICHER, S. (Hrsg.). Der Greifswalder Bodden. Meer und Museum 5. 1989: 104 S.
- VIETINGHOFF, U. (Hrsg.). Der Greifswalder Bodden. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 3. 1995. 219 S.
- WEBER, M. von (1990). Untersuchungen an der Makrofauna des Phytals des Salzhaffs (Wismarer Bucht, westl. Ostsee): Dipl.-Arbeit, Univ. Rostock.

Verfasser

Prof. Dr. Ulrich Schiewer
Universität Rostock
Institut für Aquatische Ökologie
Freiligrathstr. 7/8
D-18051 ROSTOCK

e-mail: ulrich.schiewer@biologie.uni-rostock.de

Reinhard HEERKLOSS

OEKOTEXT - ein Computer-Lernprogramm für die umweltethische Ausbildung von Hydrobiologen.¹

Abstract

The paper contains a part of the computer learning program OEKOTEXT. This software has been developed to specialists in hydrobiology and other fields of ecology for dealing with complex and controversially discussed problems of environmental politics. Cultured dispute and tolerance in political and ideological discussions are to be conveyed using the case of a large investment for a touristic amusement park. The user is to get the feeling for the fact that controversial ideas have sometimes the right to coexist, He learns that there is not always one truth. Different views will be put side by side. All of them except the first one argue like the "greens", i.e. the amusement park opponents, but nevertheless they are contrary.

1 Einleitung

Bei Bauvorhaben, die aus Gründen des Gewässerschutzes bedenklich sind, steht ein hydrobiologischer Hochschulabsolvent manchmal vor Fragen, die sich mit rein sachlichen Erwägungen nicht lösen lassen. Die Diskussionen hierzu sind dann kontrovers und stark von subjektiven Wertvorstellungen geprägt. Fragen der ökologischen Ethik werden aber in der Ausbildung von Hydrobiologen meist nur am Rande oder gar nicht berührt. Das Computer-Lernprogramm OEKOTEXT soll hier Abhilfe schaffen. Es führt den Nutzer speziell an das Verständnis von Wertvorstellungen heran, die man einerseits bei „Durchschnittsbürgern“ und andererseits bei „Umweltschützern“ antrifft. Das methodische Konzept beruht auf dem Ansatz der Kulturtheorie von THOMPSON et al. (1990). Danach ist eine Typisierung umwelt-politischer Wertvorstellungen möglich, weil diese relativ stabile Muster darstellen. Typisiert wird, indem die verschiedenen Sichtweisen der Menschen durch gegensätzliche Begriffspaare voneinander abgegrenzt werden.² Bei THOMPSON et al. (1990) werden vier 4 Kulturtypen mit Hilfe von Gegensatzpaaren gegeneinander abgegrenzt.. Sie unterscheiden sich in ihrem Naturverständnis und in der Einschätzung ökologischer Probleme. ROE (1996) wendete diese Theorie auf eine von LUDWIG et al. (1993)

¹ Dieser Beitrag wurde auszugsweise auf der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie am 30.9.1999 in Rostock vorgetragen.

² Ein Beispiel hierfür im Bereich der Naturwissenschaften ist die dem Ökologen geläufige Einteilung der Lebenszyklusstrategien in r- und K-Strategen (PIANKA 1970).

ausgelöste Diskussion über den Nutzen ökologischer Forschung für die nachhaltige Ressourcenbewirtschaftung an. Dabei ergab sich, daß die streitenden Parteien unterschiedlichen Kulturen zuzurechnen waren. Sie gehörten weitgehend in zwei Kulturtypen. Auf der einen Seite wurden Argumente für den Nutzen wissenschaftlicher Grundlagenforschung bei der Bewältigung ökologischer Katastrophen zusammengetragen. Auf der anderen Seite wurde ein radikales Umdenken gefordert, das auch die wissenschaftliche Forschung in ihrer derzeitigen Form in Frage stellt.

Das Spannungsfeld zwischen diesen beiden Gruppen eignet sich gut zur Charakterisierung dessen, was mit ökologischer Ethik gemeint ist. Man kann fragen, was die Befürworter eines radikalen Umdenkens von den eher dem „Durchschnittsbürger“ nahestehenden Verteidigern der herkömmlichen Wissenschaftsauffassung unterscheidet. Die dabei gewonnene Einsicht kann dazu führen, daß radikal-ökologische Wertvorstellungen nicht als Dogma verstanden werden, sondern als Ausdruck einer bestimmten Kultur, die gleichberechtigt neben anderen Kulturen ihren Beitrag zur gesellschaftlichen Bewußtseinsentwicklung leistet. Mit dem Lehrprogramm OEKO-TEXT wird in diesem Sinne versucht, die ökologische Wertestruktur dadurch deutlich zu machen, daß Auffassungen radikaler „Umweltschützer“ den Wertvorstellungen von „Durchschnittsbürgern“ gegenübergestellt werden. Der Nutzer hat die Möglichkeit, sich in die Innenwelt von Personen hinein zu versetzen. Er begibt sich auf eine geistige Reise, die nacheinander durch verschiedene Köpfe führt. Dabei nimmt er zunächst schrittweise ein Wertemuster an, das schließlich in einer umfassenden radikalökologischen Struktur gipfelt. Im zweiten Teil geschieht dann das Gleiche jedoch in umgekehrter Reihenfolge. Die Umweltethik wird dialektisch negiert, so daß am Ende Wertvorstellungen herauskommen, die dem Ausgangszustand „Durchschnittsbürger“ zwar ähneln und dennoch differenzierter und umfassender sind. Man macht zwar Realpolitik, hat aber die gerade verlassenen Ideale und Utopien nicht ganz vergessen.

Das Lehrprogramm liegt derzeit in einer ersten Version vor und kann im Internet unter der Adresse www.oekotext.de aufgerufen werden. Darin wird im Kapitel „Ökophilosophie“ eine geistige Wanderung durch verschiedene Weltbilder angeboten. Dieser Teil liegt auch als Publikation vor (HEERKLOSS 1999). In einer zweiten Auflage ist die Erweiterung des Programms mit einer verbesserten Variante dieser umweltethischen Wanderung durch Weltbilder geplant. Im Folgenden wird dieser Teil auszugsweise wiedergegeben.

2 Struktureller Aufbau des Lehrprogramms

Man bekommt zunächst ein umweltpolitisch umstrittenes Fallbeispiel vorgestellt. Dieses wird dann von verschiedenen Personen gewertet, die beispielhaft bestimmte Typen von Umweltschützern repräsentieren. Mit Hilfe von vier verschiedenen Merkmalspaaren sind diese definiert. Ein gewässerkundlich spezialisierter Biologe stattet ihnen nacheinander Besuche ab, um ihre ethische Einstellung kennenzulernen.

Das Fallbeispiel ist ein touristisches Großprojekt. Im Dezember 1995 erteilte die Landesregierung von Mecklenburg-Vorpommern die Genehmigung zum Bebau-

ungsplan von Europas größtem Ferienpark. Auf einer Fläche von 280 ha am Oberlauf der Warnow und in Nachbarschaft zu einem Landschaftsschutzgebiet sollte der "Ferien-Freizeit-Sport-Park Crivitz" entstehen, mit 485 Ferienhäusern, 3000 Betten, Spaßbad, Golf- und Reitanlage sowie einem Investitionsvolumen von fast einer halben Milliarde Mark. Die Umweltverträglichkeitsstudie (UVS) wies eindeutig aus, daß mit dem Bau des Freizeitparkes Schäden zu erwarten sind. Zum Schutzgut Wasser enthält sie folgende Angaben:

- Das Baugelände grenzt an die Warnow und das Landschaftsschutzgebiet Bärniner See.
- Der Fluß ist Trinkwasserreservoir der Stadt Rostock.
- Geomorphologisch durchfließt die Warnow hier einen Bereich, der als Grundwasserbildungsfläche ausgewiesen ist.

Von den Gutachtern wurde eine Beeinträchtigung der Wasserqualität und eine Veränderung des natürlichen Wasserhaushaltes vorausgesagt - durch die Düngung auf den Golfplätzen und den hohen Wasserbedarf für künstliche Seen. Der Investor hatte im Vorfeld der Baugenehmigung einige Verpflichtungen zugunsten des Gewässerschutzes übernommen, u. a. den Bau einer Abwasserfernleitung nach der nahe gelegenen Landeshauptstadt Schwerin.

Von den Crivitzer Lokalpolitikern wurde das Projekt einmütig unterstützt. Sie hatten sich zielstrebig darum bemüht, einen Investor zu finden, um in der strukturschwachen Region die touristische Infrastruktur verbessern. Der Tourismus gilt als Zukunftschance in Mecklenburg-Vorpommern. Er wird seitens der Landesregierung stark gefördert. Da große, komplex angelegte Einheiten mit vielfältigem Freizeitangebot derzeit im Trend liegen, hatten die Stadtväter eine Anlage ähnlich dem Center Park in Bisingen im Auge. Parks dieser Art erwirtschaften derzeit hohe Gewinne. Besonders für Familien mit Kindern aus den städtischen Ballungszentren sind sie attraktiv.

Nachdem der Nutzer das Fallbeispiel kennengelernt hat, wird eine Geschichte erzählt. Sie beginnt mit einem Anruf im Fachbereich Biowissenschaften der Universität Rostock. Ein Hydrobiologe, der im Rahmen des Verbundprojektes "Warnow" die Makrofauna untersucht hatte, wird von einer Bekannten angerufen. Es ist ein Hilferuf. Sie wohnt in der Region Crivitz und ist entsetzt, als sie von dem Bauvorhaben durch das Fernsehen erfährt. "Ihr habt doch an der Warnow geforscht", sagt sie. "Könnt ihr Euch nicht zu Wort melden? Hier in der Nähe gibt es nur ganz wenige Leute, die sich trauen, offen gegen den Park aufzutreten." Um sich mit Sachkenntnis in den Konflikt einzubringen, macht er sich mit der UVS³ vertraut und liest verschiedene Presseveröffentlichungen. Dabei tritt ein für den Umweltschutz typischer Zielkonflikt zutage: Wirtschaftliche Entwicklung oder Erhalt der Natur.

In einem Zeitungsartikel findet er die Argumente der Befürworter: 370 saisonunabhängige Arbeitsplätze, Aufträge für die regionalen Kleinunternehmen und dazu umfangreiche Leistungen für den Naturschutz als Ausgleichsmaßnahmen. "Ich verstehe nicht", so der Bürgermeister, "warum immer noch Umweltschützer dagegen angehen. Wir haben in der Planungsphase nicht nur mit den Umweltbehörden zu-

³ UVS = Umweltverträglichkeitsstudie

sammengearbeitet, auch 30 Träger öffentlicher Belange wurden angehört und 12 Hinweise von Bürgern diskutiert."

In einer anderen Zeitung melden sich die Gegner zu Wort: "Je größer desto hübscher?" fragt die Grüne Liga. „Wer keine Arbeit hat, hat viel Zeit. Wer Zeit hat, der kann Ferien machen. Was liegt also näher, als in M-V⁵ möglichst viele Ferienparks zu bauen? Diese Begründungen für den Bau eines Ferienparks haben wir von einem Investor bisher nicht gehört. Aber was nicht ist, kann ja noch kommen. Die Argumente, mit denen z. Z. versucht wird, möglichst große Ferienobjekte durchzuführen, sind nicht weniger faul und unseriös."⁶

Der Hydrobiologe steht etwas verwirrt zwischen Pro und Contra. Ihm leuchtet es ein, daß der Park eine große wirtschaftliche Bedeutung hat. Sollte man dafür einige Schäden in der Natur in Kauf nehmen? Mit den mehr emotional vorgetragenen Einwänden der Umweltschützer kann er sich nicht so richtig anfreunden. Er ist für Sachlichkeit. Aber er fühlt untergründig eine Wesensverwandtschaft mit den Gegnern. „Wir Ökologen wissen inzwischen, wie unberechenbar die Natur reagieren kann, wenn sie zu stark belastet wird", denkt er, „und der Park wird die Natur zweifellos stark belasten." Um sich von den Überlegungen und Wertvorstellungen der Parkgegner ein genaueres Bild zu verschaffen, will er erst einmal mit ihnen reden und entschließt sich zu einem Besuchsrundgang.

In dem nun folgenden Teil des Lernprogramms werden die Gespräche dokumentiert. Die Wertestruktur der einzelnen Gesprächspartner wird dabei mit Hilfe von vier Merkmalspaaren definiert und beim Wechsel von einem Besuchsziel zum nächsten kommt es jeweils zur Umpolung in einem der vier Merkmalspaare. Bei der herkömmlichen Wertestruktur beginnend führt der Weg über vier Umpolungen zu einer sehr radikalen Form ökologischer Wertvorstellungen und dann wieder zurück zum Ausgangspunkt.

3 ökologische Werte

Nun stellt sich die Frage, welche Eigenschaften für ökologische Wertvorstellungen charakteristisch sind. Eine Durchsicht der diesbezüglichen Literatur zeigt, daß sich ökologische Ethik nicht auf eine einfache Formel bringen läßt. Sie umfaßt vielmehr ein ganzes Paket normativer Vorstellungen. Deshalb stellen viele Autoren die ökologische Werteordnung als Sammlung von Gegensatzpaaren in Tabellenform dar; links die herkömmlichen Werte, rechts die ökologischen Alternativen. Bei näherem Hinsehen und dem Vergleich verschiedener Quellen lassen sich Untergruppen bilden, die relativ unabhängig voneinander sind. Es wird dadurch möglich, ökologische Wertvorstellungen nur partiell, in einzelnen Aspekten anzunehmen. Dies geschieht auch im Lehrprogramm, indem die verschiedenen Personen mit Hilfe solcher Untergruppen charakterisiert werden. Die Untergruppen werden jeweils mit

⁴ B. Hamm (1996): Güßmann: „Ich werde mit Bürgermeister von Disneyland." Schweriner Express No. 3, S. 3

⁵ M-V = Mecklenburg-Vorpommern

⁶ M.Möller, M.Behrens (1994): Je größer desto hübsch? Endlich: Mecklenburg-Vorpommern wird Ferienpark. Kerbholz, No. 7, S. 10 - 11

einem übergeordnetes Begriffspaar umschrieben, das eine Gegensätzlichkeit im logischen bzw. komplementäre Polarität im dialektischen Sinne bezeichnet.

Welches sind die Begriffspaare?

Die **erste** Polarität beinhaltet eine Kritik am gegenwärtigen Verhältnis des Menschen zur Natur. Dem anthropozentrischen Weltbild steht das ökozentrische gegenüber. Im herkömmlichen Wertgefüge werden anthropogene Veränderungen der Natur als Kulturleistung hochgeschätzt. „Dem Menschen ist es gegeben, über die Natur hinaus zu gehen, auch Dinge herzustellen, die der Natur nicht eingefallen sind, z. B. das Rad“, sagt der Anthropozentriker. „Davon leitet sich letztlich unser Wohlstand ab.“ Der Ökozentriker mahnt dagegen an, daß wir mit unseren technischen Möglichkeiten heute so viel Unsinn anrichten. „Der moderne Mensch empfindet sich seit mehreren hundert Jahren nicht mehr als Teil der Natur, sondern als eine Kraft, die außerhalb steht und die dazu bestimmt ist, dieselbe zu erobern und zu beherrschen. Die Natur ist aber viel zu komplex, als daß wir sie völlig unter Kontrolle bringen könnten. Wir sollten eine gewisse Ehrfurcht vor dem Mysterium Natur bewahren und die in ihr angesammelte evolutionäre Weisheit respektieren. Die Natur weiß es oft besser“, sagt der Ökozentriker.

Die **zweite** Polarität beinhaltet eine Kritik am Denken. Seit der Aufklärung wird das rationale, verstandesmäßige Denken hochgeschätzt. Wir richten den Blick einseitig auf die objektive äußere Welt. Der Rationalist meint, daß verstandesmäßige Entscheidungen des Menschen letztlich auch seine Ethik begründen. Der Holist findet dagegen, daß durch zu viel Rationalität die innere, die subjektive Seite vernachlässigt wird und fordert ein ganzheitliches Menschenbild. Gefühl und Verstand lassen sich nicht trennen, sagt er.

Mit der **dritten** Polarität wird die wirtschaftliche Entwicklung kritisiert. Der gegenwärtige Kurs ist wachstumsorientiert und treibt die Konsumansprüche des Menschen in die Höhe. Die automatisierte Massenproduktion führt dazu, daß immer schneller neue Waren auf den Markt gebracht werden. Der dem ökonomistischen⁷ Denken verhaftete Realist betrachtet diesen Trend als unausweichliche Folge des technischen Fortschrittes. Der Utopist meint dagegen, daß wir Ziele für die Zukunft brauchen, eine Langzeit-Ökonomie, eine Intergenerationenplanung. Er kritisiert, daß die gegenwärtigen Funktionsmechanismen der Wirtschaft von vielen Ökonomen so betrachtet werden, als seien sie quasi naturgesetzlich vorgegeben. Dies ist jedoch ein Irrtum, denn sie sind das Ergebnis menschlichen Handelns. Noch in der ersten Hälfte unseres Jahrhunderts tauchte der Begriff des Wirtschaftswachstums in den Lehrbüchern der Ökonomie gar nicht auf (SCHUMACHER 1974, S. 33). „Wenn wir utopische Zielvorstellungen davon haben, wie eine ökologisch verträgliche Gesellschaft aussehen sollte, wird die Sehnsucht der Menschen nach dieser besseren Welt das heutige Handeln beeinflussen“, sagt der Utopist, „Fortschritt ist nicht gleich Fortschritt.“

⁷ Dieser Begriff hat sich in der Politischen Ökologie eingebürgert zur Bezeichnung einer Wertvorstellung, nach der die wirtschaftliche Faktoren der kurzfristigen Gewinnmaximierung in der Gesellschaft letztendlich bestimmend sind (BOSSSEL 1978).

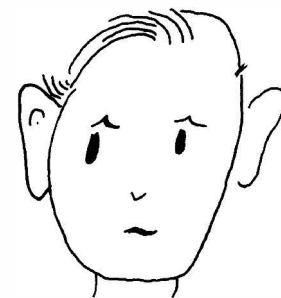
Mit dem **vierten** Gegensatzpaar wird eine Kritik der „Umweltschützer“ an der Autorität übergeordneter Instanzen zum Ausdruck gebracht. Im herkömmlichen Trend dominiert das Wachstum zentral gesteuerter Einheiten in Form von Unternehmen, Verwaltungen und Versorgungseinheiten. Sie werden immer größer. Der Zentralist sieht darin einen unausweichlichen Trend, denn große, hochdifferenzierte Systeme garantieren Leistungsfähigkeit und Effizienz. Der Regionalist meint aber, daß die Systeme mit zunehmender Größe unflexibel und fehlerunfreundlich werden. Wenige Experten entscheiden in den Zentralen ohne Beteiligung der betroffenen Menschen. Fehlentscheidungen wirken sich unter Umständen dramatisch aus. Die Gesellschaft sollte sich deshalb eher an dem ökologischen Prinzip orientieren, Robustheit und Anpassungsfähigkeit durch Vielfalt und Redundanz relativ autonomer Einheiten zu sichern. Diese Einheiten sollten sich möglichst selbst versorgen und böten soziale Geborgenheit und Möglichkeiten für Basisdemokratie. Small ist beautiful, sagt der Regionalist.

4 Rundgang durch die verschiedenen Wertemuster

- Landschafts-Ökologe

| | | |
|-------------------|---|--------------|
| Anthropozentriker | x | Ökozentriker |
| Rationalist | x | Holist |
| Realist | x | Utopist |
| Zentralist | x | Regionalist |

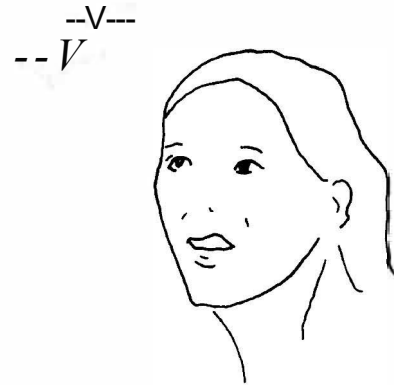
Der erste Besuch gilt einem Landschafts-Ökologen. Er ist Mitarbeiter in der Landesbehörde für Naturschutz und über seinen Tisch gingen die Genehmigungsunterlagen. Der Hydrobiologe empfindet eine Wesensverwandtschaft mit seinem Gesprächspartner, denn der ist als Geograf ebenfalls auf einem naturwissenschaftlichen Gebiet Experte. Seine Wertestruktur ist in der Tabelle beschrieben. Alle Kreuze befinden sich auf der linken Seite. Ökologische Werte fehlen bei ihm. Er ist Anthropozentrist, Rationalist, Realist und Zentralist. Ihm leuchtet ein, daß in dem Abwägungsverfahren die Argumente der Befürworter größeres Gewicht haben. Allerdings weiß er, daß nicht nur bei Crivitz, sondern auch noch an anderen Orten in M-V Baugenehmigungsverfahren für Freizeitparks laufen. Wann wird es zu viel des Guten sein? Ganz wohl ist ihm nicht. Auch die Uneinheitlichkeit der von Ingenieurbüros gelieferten Gutachten macht ihm zu schaffen. Damit die Behörde sachgerecht und unvoreingenommen abwägen kann, und um der Gefahr von Gefälligkeitsgutachten zu begegnen, sollte die Landesregierung detailliertere Vorgaben machen, meint er, und will sich dafür einsetzen.



- Öko-Romantikerin

| | | | |
|-------------------|---|---|--------------|
| Anthropozentriker | | x | Ökozentriker |
| Rationalist | x | | Holist |
| Realist | x | | Utopist |
| Zentralist | x | | Regionalist |

Auf der zweiten Station seines Rundganges besucht der Hydrobiologe eine Crivitzer Bürgerin. Sie hatte als Einwand gegen den ausgelegten Bebauungsplan das Zitat einer Dichterin in die Liste geschrieben. Man könnte sie als Öko-Romantikerin bezeichnen. Sie hat in der ersten Polarität ökologische Wertvorstellungen angenommen. Das Zitat lautet: "Betrachtet die Natur in ihrer unnachahmlichen Vielfalt. Der Mensch kann sie nicht schaffen, wohl aber zerstören".⁸ "Mit methodisch-technischen Schritten wie Vorgaben für Gutachten wird sich wenig für die Umwelt bewegen", sagt sie zu dem Hydrobiologen. "Angesichts der ökologischen Krise sollten wir die Wertvorstellungen unserer technisierten Kultur hinterfragen. Natur hat bei uns erst dann Wert, wenn sie der Mensch gestaltet und verändert hat. Wir vergessen dabei, was sie uns an Gratisleistungen liefert. Mit Wertvorstellungen, die weniger den Menschen und mehr die Natur in den Mittelpunkt stellen, würden wir uns achtsamer benehmen und weniger zerstören."



⁸ Das Zitat stammt von Cäcilie Murek.

- Konservativer grüner Politiker

| | | | |
|-------------------|---|---|--------------|
| Anthropozentriker | | x | Ökozentriker |
| Rationalist | x | | Holist |
| Realist | | x | Utopist |
| Zentralist | x | | Regionalist |

Die ökozentrische Sichtweise findet sich auch beim nächsten Gastgeber wieder, einem konservativen grünen Politiker. Es handelt sich um den ehemaligen Landesumweltminister von der CDU, zu dessen Amtszeit die Würfel zugunsten des Freizeitparks fielen. Er galt als grüner Umweltminister und handelte sich auch in der eigenen Partei Kritik als Wirtschaftsverhinderer ein. Manches Bauvorhaben stoppte er zugunsten des Biotop- und Artenschutzes. Im Falle des Ferienparks forderte er eine Beschränkung der Bettenzahl auf 2000 als oberste Schmerzgrenze - allerdings ohne Erfolg. In der Wertestruktur steht er auch an der dritten Stelle auf der ökologischen Seite. Er meint, ökozentrische Ethik für sich genommen bringe noch nicht viel. Sie müsse



mit Vorstellungen über ökonomische Entwicklungsziele gekoppelt sein. Er hat die Vision einer Gleichgewichtsgesellschaft mit ökonomischem Nullwachstum. „Die Industrieländer des Westens haben sich in der Nachkriegszeit zu Konsumgesellschaften entwickelt“, kritisiert er. „Der zunehmende Wohlstand an materiellen Gütern ging einher mit dem gigantischen Anstieg im Energieverbrauch und einer beispiellosen Ausplünderung natürlicher Ressourcen. Wohlstand für alle ist eine Fiktion. Wir brauchen neue Wohlstandsmodelle.“ Um den Konsum zu beschneiden und ökologisch verträglichere Lebensformen durchzusetzen, hofft er auf eine Verbesserung des Umweltrechtes und mehr Mut und Durchsetzungswillen bei den Politikern.

- Öko-Rebellin

| | | | |
|-------------------|---|---|--------------|
| Anthropozentriker | | x | Ökozentriker |
| Rationalist | x | | Holist |
| Realist | | x | Utopist |
| Zentralist | | x | Regionalist |

Die ökologischen Werte in der vierten Position kommen hinzu bei der nächsten Gesprächspartnerin, die man als Öko-Rebellin bezeichnen könnte. Sie ist Bäuerin, besitzt Land auf dem Bebauungsgelände und weigert sich zu verkaufen. Massivem Druck seitens der Stadtvertreter widersteht sie. "Umweltpolitische Machtinstrumente des Staates bergen die Gefahr der Ökodiktatur in sich", denkt sie. "Plötzlich springen die Machteliten unserer Gesellschaft auf diese Schiene und setzen unter dem Deckmantel einer grünen Jacke ihre eigenen Interessen durch." Sie ist für mehr Mitsprache der betroffenen Menschen vor Ort, für Basisdemokratie. Vor allem empört sie sich über die Geisteshaltung ihrer Stadtoberen. "Wie war das eigentlich damals, als es bei der Bürgerversammlung so hoch her ging?" - fragt der Hydrobiologe. "Ja, das war so: Da hab' ich gesagt: ‚Wie is' denn das nu, wenn das Ganze nich' klappen tut mit dem Ferienpark und das geht nich' und so?'. ‚Dat' is' uns ja schiete! Jal - Hauptsache wir haben unser Geld!' - Ja - und das sagt nu' ein Bürgermeister!"



⁹ Zitat nach einem Beitrag des Zweiten Deutschen Fernsehens über den Ferienpark Crivitz im Dezember 1995.

- Spirituelle Ökologin

| | | | |
|-------------------|--|---|--------------|
| Anthropozentriker | | x | Ökozentriker |
| Rationalist | | x | Holist |
| Realist | | x | Utopist |
| Zentralist | | x | Regionalist |

Der nun folgende Besuch gilt einer Frau, bei der wir die ökologische Werteordnung in ihrer Gesamtheit antreffen - einer Heilpraktikerin. Sie ist studierte Biologin und hatte sich nach der Wende in der Nähe mit ihrer Praxis niedergelassen. Im Gespräch von Biologe zu Biologin werden Erinnerungen an die schöne Studentenzeit hervorgeholt und man erinnert sich an Erlebnisse bei den Exkursionen. Daran knüpft die Gesprächspartnerin an: „Durch die Berührung mit dem Konflikt zwischen Schulmedizin und Naturheilkunde sehe ich meine naturwissenschaftliche Ausbildung heute kritisch“, erläutert sie ihr holistisches Menschenbild. „Wir gehen an die Dinge viel zu kopflastig heran, viel zu verstandesmäßig. Damit Menschen nicht nur aktiv werden, wenn sie unmittelbar vor ihrer Haustür betroffen sind, sollten wir uns auf die wirklichen menschlichen Bedürfnisse besinnen. Die Konsumgesellschaft legt das Gewicht bevorzugt auf äußere Werte. Wenn wir den Blick mehr nach innen richten und nicht nur alles berechnend abwägen, sondern auch das Herz sprechen lassen, dann verliert sich die Jagd nach Pseudobedürfnissen. Seit Jahrtausenden haben es spirituell veranlagte Menschen immer wieder erfahren, wie man durch die Hinwendung nach innen Erfüllung findet. Und ‚die Stifter der großen Religionen haben eine Lebensauffassung, die das wirtschaftliche in den Mittelpunkt stellt, stets äußerst konsequent abgelehnt‘ (SCHUMACHER 1974, S. 29). Wird den Menschen dies klar, dann brauchte man gar nicht den Konsumverzicht zu predigen oder ihn gar mit ökodiktatorischen Maßnahmen durchzusetzen. Ich will meine seelische Mitte finden. Die durch Meditation seelisch geheilte Persönlichkeit handelt viel mehr selbstbestimmt. Menschen dieser Art werden die Zukunftsprobleme unseres Planeten lösen. Der Vergnügungsrummel in Ferienparks würde bei ihnen gar keine Interessen mehr finden.“

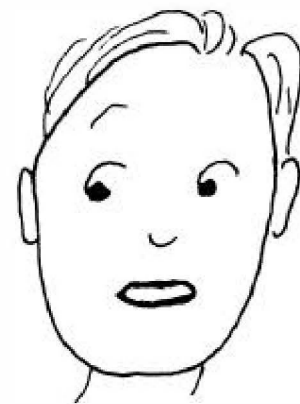


Der Hydrobiologe hat bei der spirituellen Ökologin Wertevorstellungen kennengelernt, die von seinen eigenen am weitesten entfernt sind. Ihm wird klar, warum in Umweltdiskussionen so oft fruchtloser Streit entsteht, der damit endet, daß sich die Fronten verhärten. Zwischen seinen Wertvorstellungen und denen der Heilpraktikerin, liegen mehrere Wertumkehrungen. Und jede Umkehrung für sich stößt auf Widerstände. Er erinnert sich, wie manche seiner Arbeitskollegen, die als Ökologen doch eigentlich mit Umweltschützern aller Art eine enge Beziehung pflegen sollten, lieber Klischeebilder kultivieren und den Umweltschützer nur noch als Fanatiker oder als weltfremden Naturromantiker wahrnehmen, der in Bastschuhen herumläuft und keinen Sachverstand hat.

- Landschafts-Ästhet

| | | | |
|-------------------|---|---|--------------|
| Anthropozentriker | | x | Ökozentriker |
| Rationalist | | x | Holist |
| Realist | x | x | Utopist |
| Zentralist | | x | Regionalist |

Beim nächsten Besuch begegnen wir einem Malerehepaar. Sie hatten sich für die Gründung der Bürgerinitiative gegen den Ferienpark engagiert. Die Familie wohnt unmittelbar am Rande des Planungsgeländes. Im Gespräch fragt der Mann den Hydrobiologen, was er vom Freizeitpark hält. „Ich habe Probleme damit, daß einfach Artenverluste hingenommen werden“, ist die Antwort. „Es gibt dort in der Warnow nach ZETTLER, KOLBOW und GOSSELCK (1994) eine schon stark gealterte und geschwächte Population der bundesweit gefährdeten Bachmuschel *Unio crassus*. Deren Erlöschen ist zu befürchten.“ Der Maler blickt ihn etwas ungläubig und fragend an: "Ist das Ihr einziges Problem? Wie kann man den Blick nur so eingengt auf ein winziges Detail richten! Für mich bringt der Ferienpark einen Verlust an Kultur."



In seiner Wertestruktur ist er wieder ein wenig vom Fundamentalpaket der spirituellen Ökologin abgerückt. In der dritten Position neigt er mehr zum Realismus und meint, daß es auch möglich sein muß, ein mehr regional geprägtes Fremdenverkehrskonzept im Rahmen der gegebenen wirtschaftlichen Zwänge zu entwickeln. Er sagt: "Bei politischen Entscheidungen finden wissenschaftlich belegbare Details wie Ihre Bachmuschel durchaus Gehör. Wäre dies der letzte Standort von *Unio crassus* in Deutschland, dann läge ein wichtiger Grund vor, das Projekt zu stoppen. Aber so einfach liegen die Dinge ja meistens nicht!. Ich frage mich dagegen, ob der Ferienpark wirklich von ökonomischem Nutzen für Crivitz ist, denn ich befürchte einen Verlust an historisch gewachsener Eigenart unserer mecklenburgischen Landschaft. Typischerweise ist sie flachwellig und man sieht Waldstücke, Grünland, Äcker und auch Seen dicht beieinander. Die hier ansässigen Menschen und die Natur haben sich über die Jahrhunderte hinweg wechselseitig geprägt. Das ist unser Kapital! Der Erholungssuchende soll hier etwas Besonderes vorfinden, was historisch gewachsen ist. Wenn da plötzlich ein Fremdkörper hinein gesetzt wird, zerstören wir Kultur! Wenn ich mir diesen futuristischen Badetempel vorstelle und die Hunderte von Bungalows, alle von der gleichen Bauart: es krampft sich in mir zusammen! Und ich ärgere mich, wenn der Investor behauptet, die Landschaft hier sei doch gar nicht so schön. Da könne man durchaus noch einiges verbessern. In Süddeutschland gäbe es lieblichere Gegenden. Es kann ja sein, daß Alpenberge mit kleinen Häuschen drauf auch schön sind, aber hier gehört das für Mecklenburg typische hin." Die Künstler, besonders die Frau, ließen monatelang ihre Arbeit liegen, um für ein dezentrales Tourismuskonzept in den Dörfern zu werben. Die Resonanz war leider sehr schwach. "Es ist schwierig, den Leuten die ästheti-

sehen Gründe plausibel zu machen", erklärt sie. Mit Hoffnungen auf Arbeitsplätze und dem Hinweis, daß Ferienparks momentan im Trend liegen, kann man leichter argumentieren."

Wir befinden uns beim Rundgang durch das ökologische Wertgefüge beim Malerehepaar bereits wieder auf dem Rückweg. Sie sind Realisten und entwickeln machbare Vorschläge zur Flächennutzung. Das Kreuz in der zweiten Position ist wieder auf die linke Seite gerückt. Ein kleines Sternchen ist aber auf der rechten verblieben. Es soll symbolisieren, daß mit der Rückkehr zu herkömmlichen Werten eine Synthese beider Pole stattgefunden hat, eine Negation der Negation im HEGEL'schen Sinne.

- Umwelt-Aktionist

| | | | |
|-------------------|---|---|--------------|
| Anthropozentriker | | x | Ökozentriker |
| Rationalist | x | x | Holist |
| Realist | x | x | Utopist |
| Zentralist | | x | Regionalist |

An siebter Stelle wird ein Fernsehjournalist besucht. Er blickt ungeduldig und möchte möglichst viele Menschen über die Massenmedien ökologisch sensibilisieren. Er hatte im Dezember 1995 unmittelbar nach Erteilung der Baugenehmigung mit einer sehr kritisch gehaltenen Reportage die Probleme dieses Projektes mit eindrucksvollen Bildern dokumentiert.

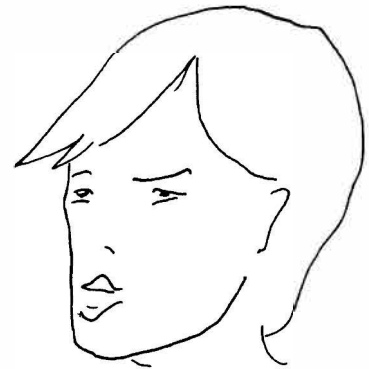
In seiner Wertestruktur hat er auch die zweite Position zurückgenommen und ist Rationalist. "Ich erreiche die Menschen am besten mit überzeugenden Argumenten", sagt er. "Ich lege den Finger gezielt auf die wunden Punkte, um das öffentliche Interesse dafür zu wecken. Mich ärgert besonders die Passivität vieler Menschen vor Ort. Einige geben den Ton an und alle anderen verhalten sich passiv. Ich will viele Menschen ökologisch aktivieren." Mit diesem Anspruch befindet er sich in guter Gesellschaft. Überall gibt es Menschen, die über die Massenmedien an das öffentliche Bewußtsein appellieren, manchmal als kritische Journalisten, viel öfter aber als Aktivisten, die sich medienwirksam auf der Straße zu Wort melden. „Wir müssen dafür sorgen, daß die Umweltprobleme in den Medien nicht zu kurz kommen“, sagt der Journalist. Nach Meinungsumfragen gibt es in unserem Lande eine Mehrheit, die für mehr Umweltschutz ist. Interessanterweise meinen die gleichen Leute von sich selbst, sie wären Außenseiter und würden zu einer Minderheit gehören."



- Wahlpolitikerin der Grünen

| | | | |
|-------------------|---|---|--------------|
| Anthropozentriker | x | x | Ökozentriker |
| Rationalist | x | x | Holist |
| Realist | x | x | Utopist |
| Zentralist | | x | Regionalist |

Auf der letzten Station des Rückweges trifft der Hydrobiologe eine Wahlpolitikerin der Grünen. Sie ist die Geschäftsstellenleiterin M-V von BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN in Schwerin. In der ersten Position ist nun auch der Ökozentrismus negiert. "Um als Partei akzeptiert zu werden, müssen wir die Menschen mit ihren Problemen in den Mittelpunkt stellen. Sonst hängt uns der Ruf an, wir seien weltfremde Idealisten, die wieder zurück in die Steinzeit wollen", erklärt sie. Von basisdemokratischen Gesellschaftsutopien möchte sie sich dagegen nicht gern trennen. Sie begrüßt es, wenn sich für Umweltprobleme Bürgerinitiativen (BI) bilden. Die BI in Crivitz unterstützt sie mit juristischen Ratschlägen und umfangreichen Einwendungen gegen den Bebauungsplan. "Um politikfähig zu sein, müssen wir uns als grüne Wahlpolitiker stark den Werten der Wachstumsökonomie annähern", erklärt sie. „Dabei dürfen wir aber die radikalökologischen Ideale nicht vergessen. Beides ist wichtig. Es geht nicht um Realo oder Fundi, es geht um sowohl Realo als auch Fundi. Wir müssen es lernen, daß bei komplexen Problemstellungen die lineare Logik versagt. Wie die Physiker schon zu Beginn dieses Jahrhunderts müssen wir uns einer komplementären Denkweise bedienen. Nils Bohr sagte einmal sinngemäß: ‚Das Gegenteil einer wahren Aussage ist eine falsche Aussage, aber das Gegenteil einer tiefen Wahrheit ist eine andere tiefe Wahrheit‘ (POSTMANN 1995, S. 25)."



Nun ist der Hydrobiologe am Ende seines Rundganges und sitzt am Arbeitsplatz vor seinen Büchern, Zeitschriften und Sonderdrucken. Auch den ökologischen Wert in der vierten Position hat er wieder abgelegt. In seiner beruflichen Position muß sich an vorgegebene Richtlinien halten, sonst kommt der Lehr- und Forschungsbetrieb durcheinander. Aber er versteht jetzt besser, welche Wertvorstellungen man bei Menschen in den Umweltbewegungen antrifft und ein wenig hat er sich ihnen auch genähert. Das Ideal der Basisdemokratie legt er nur zögerlich beiseite und findet, daß er Anweisungen und Forderungen mehr hinterfragen sollte. Wie steht es z. B. mit Forderungen an die Hochschule nach mehr Innovation für konkurrenzfähige Produktentwicklungen? Sollte man das Wort "Wirtschaft" nicht grundsätzlich mit dem Wort "nachhaltig" koppeln? Fragen wir nicht viel zu wenig nach dem Sinn unseres Tun, auch nach dem Sinn unserer Forschung? Um dies künftig zu tun, hängt er sich ein Schild an die Wand und schreibt darauf die vier aus der Umweltbewegung kommenden Weisheiten:

- Die Natur weiß es oft besser.
- Gefühl und Verstand lassen sich nicht trennen.
- Fortschritt ist nicht gleich Fortschritt.
- Small is beautiful.

5 Schlußbemerkung

Die hier vorgestellte Geschichte vom Besuchsrundgang eines hydrobiologisch spezialisierten Hochschulabsolventen soll als Vorlage für eine Weiterentwicklung des Lernprogramms OEKOTEXT dienen. Der Nutzer wird dazu angeregt, sich auf selbst gewählten Wegen im ökologischen Wertemuster zu bewegen. Eine einfache Aufgabe wäre der Versuch, entsprechend dem vorliegenden Text die Wertestruktur bekannter oder auch erfundener Personen tabellarisch und verbal zu dokumentieren. Bei Fortgeschrittenen könnte das Lernziel dahingehend erweitert werden, daß eigene Besuchsrundgänge erfunden werden. Der Lernprozeß wäre dann im Sinne des konstruktivistischen Umweltlernens (GRÄSEL & MANDL 1997) aktiv und selbstbestimmt. Originelle Lösungen könnten als Teilpaket in den Text aufgenommen werden. Das Lernprogramm würde sich dadurch inhaltlich entwickeln und mit der Nutzung immer reichhaltiger werden.

Zusammenfassung

Das Computer-Lernprogramm OEKOTEXT wird auszugsweise vorgestellt. Diese Lernsoftware wurde entwickelt, um Fachleuten der Hydrobiologie und anderer Teildisziplinen der Ökologie den Umgang mit komplexen und kontrovers diskutierten Problemen der Umweltpolitik zu vermitteln. Lernziel ist es, Kompetenz im Umgang mit strittigen Sichtweisen zu erwerben und zu erkennen, daß gegensätzliche Standpunkte sich nicht immer ausschließen, sondern auch ergänzen können. Verschiedene Personen werden mit ihrer Sicht auf ein umweltpolitisch umstrittenes Bauvorhaben nebeneinander gestellt. Indem der Nutzer sich in diese hineinversetzt, lernt er verschiedene ökologische Wertemuster kennen und kann seine eigenen daran messen.

Literatur

- BOSSSEL, H.(1978). Bürgerinitiativen entwerfen die Zukunft. Neue Leitbilder, neue Werte. 30 Szenarien. Frankfurt: Fischer-V.
- GRÄSEL, C. & H. MANDL (1997). Multimedia - Begriffsbestimmung, lernpsychologische Grundlagen, Anwendungsperspektiven. In: Deutsches Institut für Erwachsenenbildung (Hrg.), Multimedia in der Umweltbildung. Frankfurt: Deutsches Institut für Erwachsenenbildung.
- HEERKLOSS, R (1999). OEKOTEXT - ein multimediales Computer-Lernprogramm zum Umgang mit strittigen Sichtweisen in der Umweltpolitik. In: R Heerkloss (Hrg.). Neue Medien und ökologisches Bewußtsein. Aachen: Shaker Verlag: S. 32 - 50.
- LUDWIG, D.; HILBORN, R.; WALTERS, C. (1993). Uncertainty, Resource Exploitation, and Conservation: Lessons from History. Science 260: 35 - 36.
- POSTMAN, N (1995). Keine Götter mehr. Das Ende der Erziehung. Berlin: Berlin-V.

- PIANKA, E.R. (1970). On r- and K-Selection. *American Naturalist* 104: 592 - 597
- ROE, E.M. (1996). Sustainable Development and Cultural Theory. *Int. J. Sustain. Dev. World Ecol.* 3: 1-14.
- THOMPSON, M.; ELLIS, R.; WILDAWSKY, A. (1990). *Cultural Theory*. Boulder: Westview Press.
- SCHUMACHER, E.F. (1974). *Es geht auch anders. Jenseits des Wachstums*. München: Desch.
- ZETTLER, M.; D. KOLBOW; F. GOSSELCK (1994). Die Unioniden im Warnow-Einzugsgebiet unter besonderer Berücksichtigung der Bachmuschel *Unio crassus* (Phillipsson 1788) - Mollusca: Bivalvia. *Naturschutzarbeit in Mecklenb.-Vorpommern* 37, no. 2: 30 - 39.

Verfasser

Dr. Reinhard Heerkloss
Fachbereich Biologie der Universität Rostock
Freiligrathstr. 7/8
18051 Rostock

Thomas HÜBENER, Sven ADLER, Uwe SELIG

Nutzung einer Diatomeen - Gesamtphosphat-Korrelation zur Trophieindikation Erste Ergebnisse aus mecklenburgischen Seen

Abstract

The aim of this study was to develop a diatom - total phosphorus (TP) transfer function by weighted averaging (WA) regression. This function was based on WA - calculated TP - optima and tolerance values (against TP) of altogether 430 diatom taxa. Two different calibration sets of diatom assemblages were used: Periphytic diatoms from 17 lakes (68 samples) as well as surface sediment diatom assemblages from the deepest point of 35 lakes in Mecklenburg-Vorpommern (Germany). The TP-concentrations of the calibration sets ranged from 0,011 to 0,93 mg/l (meso- to hypertroph). This transfer function can be applied for indication of TP-concentrations in carbonatrich lakes in Northern Germany, as well as for reconstruction of postglacial trophic (TP) development of lakes by studying fossil diatom assemblages in sediment cores of special lakes.

Einleitung

Diatomeen (Bacillariophyceae) sind in sowohl in pelagischen Lebensräumen als auch in Aufwuchsgemeinschaften verschiedenster Substrate die dominante Gruppe photosynthetisch aktiver Mikroorganismen. Die vergleichsweise gute systematische Kenntnis innerhalb der Klasse ermöglicht eine Zuordnung der Organismen mit einer hohen taxonomischen Schärfe. Neben dieser leichten Zugänglichkeit ist die weitere Handhabung, Präparation und Lagerung ebenfalls unproblematisch und prädestiniert die Gruppe für diverse Untersuchungsfelder. Ein Anwendungsgebiet ist die Bioindikation, d.h. die Nutzung der Kenntnis zur Ökologie der einzelnen Taxa zur Beschreibung ihres Fundortes. Dabei sind erwartungsgemäß viele Taxa ohne strenge Verbreitungsoptima und als solche im Sinne einer Bioindikation nicht nutzbar, andere hingegen zeigen als stenöke Arten eine geringe ökologische Varianz und sind gute bzw. ausgezeichnete Indikatoren. Das Finden und Bewerten dieser Optima und Varianzen der Verbreitung von Diatomeen ist Gegenstand dieser Arbeit.

Klassische Indikationssysteme basierten auf umfangreichen empirischen Erhebungen zur Verbreitung bezüglich organischer ('saprober') Gewässerbelastungen (Kolkwitz & Marsson 1908, 1909; Sladeczek 1973; Rott *et al.* 1997). Im Zuge der Diskussion um die Anwendbarkeit von Saprobiensystemen auf trophisch dominierte Gewässer (Seen, Talsperren, rückgestaute Fließgewässer) wurde die Suche nach

Trophieindikatoren forciert. Hinzu kam, daß im Zuge des großflächigen Kläranlagen (KA) - Ausbaus der Prozeß der Saprobie in die KA vorverlagert wurde, die Gewässer andererseits mit den mineralischen Abläufen zusätzlich eutrophiert wurden, so daß die Anwendung der Trophie-Indikation auch für Fließgewässer relevant wurde (Schmedje *et al.* 1998).

Die Möglichkeit zur Indikationsnutzung wird darüber hinaus schwerpunktmäßig in der Paläobotanik genutzt. Diatomeenschalen sind über Jahrtausende in Sedimenten relativ stabil, d.h. sie dokumentieren neben anderen beständigen Markern wie zum Beispiel Sporen und Pollen die Umweltbedingungen zu ihren jeweiligen Wachstumszeiten. Die vertikale Abfolge der Diatomeenassoziationen spiegelt wiederum die Entwicklung dieser Umweltbedingungen des Gewässers wider. Die zeitliche Zuordnung erfolgt über ¹⁴C-Datierung. Zusätzliche palynologische Analysen ermöglichen Aussagen zur Vegetations- und Klimaentwicklung sowie zum Siedlungsgeschehen des näheren Gewässerumfeldes. Ziel solcher Untersuchungen ist zum Beispiel die Ermittlung der natürlichen Trophie eines Gewässers als Grundlage für Leitbilddiskussionen bei Sanierungsmaßnahmen. Im allgemeinen reicht hierfür eine grobe Auflösung für die tendentielle Entwicklung. Zusätzliche Informationen bieten jedoch absolute Zeitmarker (Mineralspuren konkreter Vulkanausbrüche: zum Beispiel 'Laacher Bimstuf', Eifel 9080 v. Chr.). In Verbindung mit durchgängigen oder phasenweisen saisonalen Warvenbildungen bei der Sedimentation infolge von Kalzit-ausfällungen ist eine hohe zeitliche Auflösung konkreter Zeitabschnitte möglich. Diese gewarvten Sedimente zeigen das saisonale Sedimentationsgeschehen als quasi 'Jahresring-Bildung'. Mit Hilfe von Ultradünnschliffen ist sogar die Auflösung einzelner Saisonabschnitte anhand typischer planktischer Taxa gelungen (Hall *et al.* 1997). Diese hohe Auflösung ist zur Rekonstruktion konkreter Zeiträume vor allem aus der jüngeren Vergangenheit sehr hilfreich. Alefs *et al.* (1996) dokumentieren über derartige Warvenchronologien im Nachhinein nicht nur die Wirkung von Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet des Ammersees, sondern auch dessen Eutrophierungsbeginn. Dies ist für das Verständnis von Eutrophierungsprozessen wichtig, denn meist setzen kontinuierliche Überwachungen von Gewässern erst ein, wenn die Folgen einer schleichenden Eutrophierung offensichtlich, und nicht mehr leicht korrigierbar sind.

Die Rekonstruktion von Paläoumweltdaten wird durch Anwendung sogenannter Transferfunktionen (Abb. 3) möglich. Hierzu werden aus einem rezenten Eich - oder Referenzdatensatz die Verbreitungsoptima und Varianzen der Taxa bezüglich des betrachteten Steuerfaktors der Gewässer eines konkreten Gebietes errechnet. Eine Nutzung dieser durch Häufigkeit und Indikationsgewicht bewerteten Optima der Taxa auf fossile Diatomeen-Vergesellschaftungen ermöglicht die Abschätzung des betreffenden Faktors für den betrachteten Sedimenthorizont. Die vertikale Abfolge widerspiegelt die zeitliche Entwicklung des Faktors in dem Gewässer.

Vom Grundsatz her ist immer die engste Abhängigkeit zwischen Organismenbesiedlung und dem jeweils dominanten Steuerfaktor zu erwarten. Wir konzentrierten uns auf die Erarbeitung einer Diatomeen - Gesamtphosphor Beziehung als beschreibenden Faktor der Trophieentwicklung karbonatreicher Gewässer in Mecklenburg-Vorpommern.

Diese Diatomeen - Trophie (bzw. Diatomeen - Phosphat) Beziehung ist die häufigste Indikationsanwendung mittels Diatomeen (Tab. 1). Der mathematische Grundansatz folgt allgemein ter Braak & van Dam (1989).

Tabelle 1 Auswahl wichtiger Eichdatensätze für Diatomeen-Gesamtposphat Beziehungen

| Autor | Eichdatensatz | Gesamtposphat µg/l |
|------------------------------|---|-----------------------|
| Wunsam & Schmidt (1994) | 86 Seen im Alpen- und Voralpengebiet | 2 - 266 |
| Hofmann (1994) | 25 Gewässerabschnitte im Alpenvorland | 6 - 64 |
| Bennion (1994) | 31 Flachseen, England | 25 - 646 |
| Bennion <i>et al.</i> (1996) | 147 Hartwasser Flachseen, Westeuropa | (5)40-1190 |
| Schönfelder (1997) | 46 karbonatreiche Gewässerabschnitte Brandbg. | 16 - 261 |
| Dixit <i>et al.</i> (1999) | 238 Gewässer NO-USA | 0 - 8740 |

Die Arbeiten von Bennion und Dixit zeigen, daß es eine signifikante Diatomeen - TP Beziehung auch oberhalb von P - Limitationen in Flachgewässern gibt. Die r^2 -Werte beim Vergleich von berechneten und realen TP - Konzentrationen nach Anwendung auf unabhängige Gewässer lagen in den zitierten Arbeiten zwischen 0,7 und 0,8.

Methodik

Im Rahmen des Seenprojektes Mecklenburg - Vorpommern (1995-1997) untersuchten wir die Diatomeenassoziationen von bisher 48 Seen zwischen Rostock und der Müritz (Abb. 1). Abb. 2 zeigt die Streuung der TP - Werte dieser Eichgewässer. Es wurden sowohl Aufwuchsgemeinschaften verschiedenster Substrate als auch Präsediment - Assoziationen untersucht. Letztere wurden aus den oberen ca. 5 mm einer Stechrohrprobe im Bereich der größten Seetiefe entnommen. Im Falle der Präsedimente wurde bei geschichteten Seen die TP - Konzentration zum Zeitpunkt der Frühjahrsvollzirkulation, für ungeschichtete Seen der Jahresmittelwert aus vier Einzelmessungen in die Berechnung einbezogen. Für die Aufwuchsgemeinschaften ging der jeweilige TP - Wert der Probenahme in die Berechnungen ein.

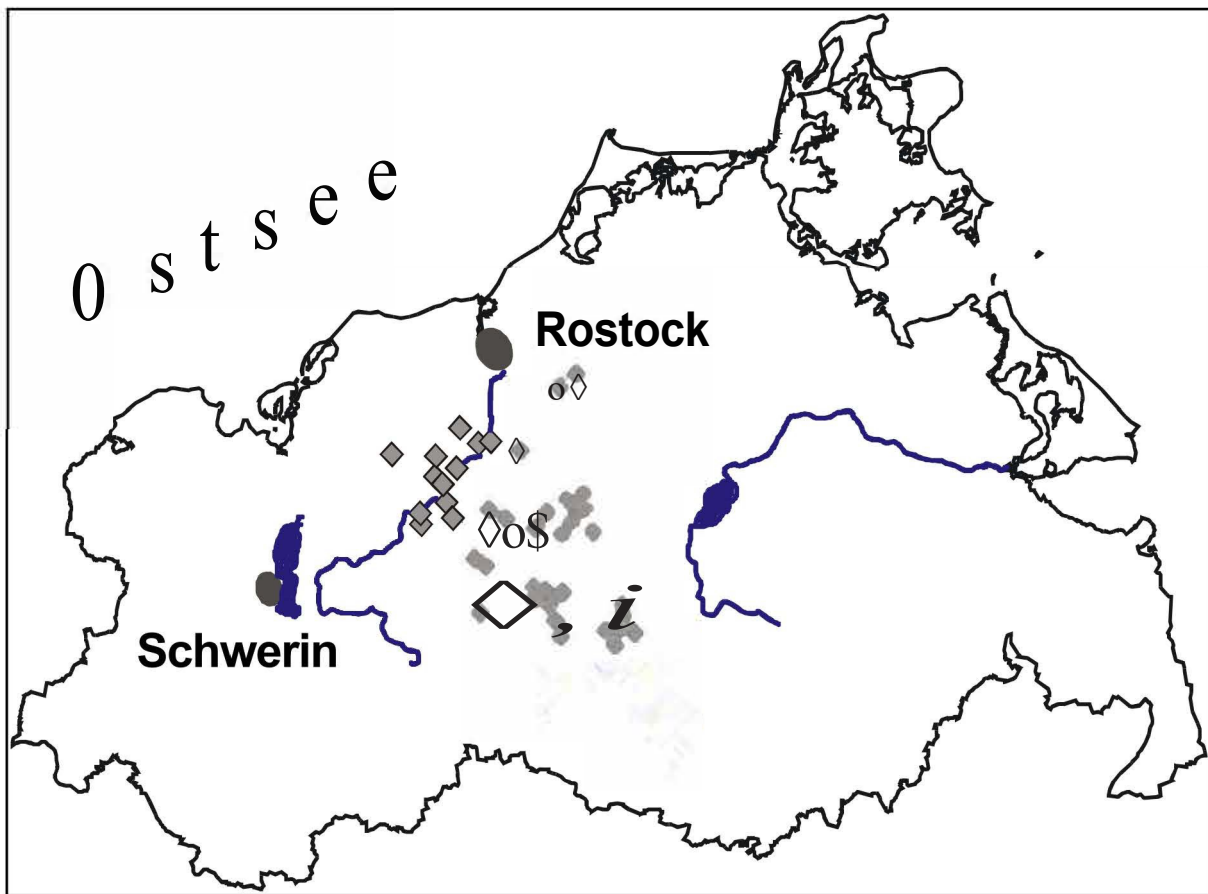


Abb. 1 Untersuchte Referenzgewässer in Mecklenburg - Vorpommern

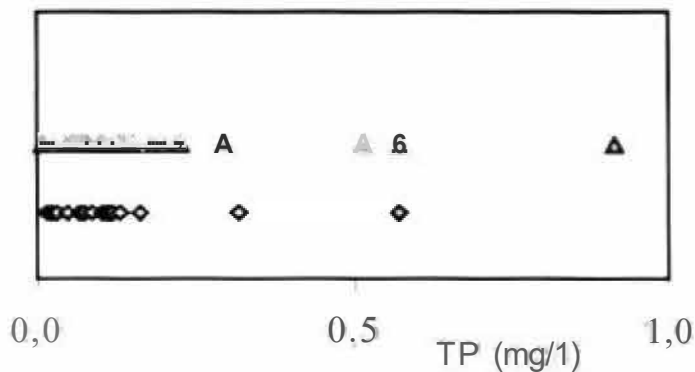


Abb. 2 Gesamtphosphatkonzentrationen in den mecklenburgischen Referenzgewässern (oben: Präsediment.- , unten: Bewuchsdiatomeen - Eichdatensatz)

Die Aufarbeitung und Präparation der Diatomeen erfolgte nach Krammer & Lange-Bertalot (1986). In allen Dauerpräparaten (Naphrax - Einschluß) wurden jeweils ca. 500 Schalen gezählt und der prozentuale Anteil eines jeden Taxons ermittelt. Die Verrechnung aller Vorkommen im Trainingsdatensatz mit den entsprechenden TP - Werten nach Wichtung mit der relativen Häufigkeit ergibt das TP - Optimum eines Taxons für die Bedingungen des Eichdatensatzes (Schönfelder

1997). Die Aussagekraft eines Bioindikators ist um so größer, desto enger die Toleranzbreite (Varianz) des Optimums ist. Aus diesem Grunde wird ein der Varianz inverses Maß als Indikationsgewicht in den Berechnungen mitgeführt. Hofmann (1994) verwendet hierzu ganzzahlige Werte zwischen 0 und 3, die sich umgekehrt proportional zur Anzahl der besiedelten Trophiestufen verhalten. Verschiedene Autoren geben die Standardabweichung als Streuungsmaß an, in diesem Fall die der dominanzgewichteten InTP - Optima (= Indikationsgewicht (IG) oder 'Stenökiefaktor', SF_i, Schönfelder 1997).

Aus den errechneten TP-Optima der Taxa, gewichtet mit den Stenökiefaktoren sowie den Dominanzwerten der Taxa läßt sich ein Indexwert für jede Probe ermitteln.

Wir bezeichnen diesen wegen der Datengrundlage des Eichdatensatzes als Trophieindex Mecklenburg (Index Me). Die Korrelation der Indexwerte sowie der zugehörigen TP-Konzentrationen des Eichdatensatzes ergibt die Transferfunktion. Diese erlaubt nun die Ermittlung der TP-Konzentration unter welcher eine Diatomeengemeinschaft sich wahrscheinlich entwickelte. Diese Indikation kann sowohl rezente Gemeinschaften als auch fossile Sedimentablagerungen betreffen (Abb. 3).

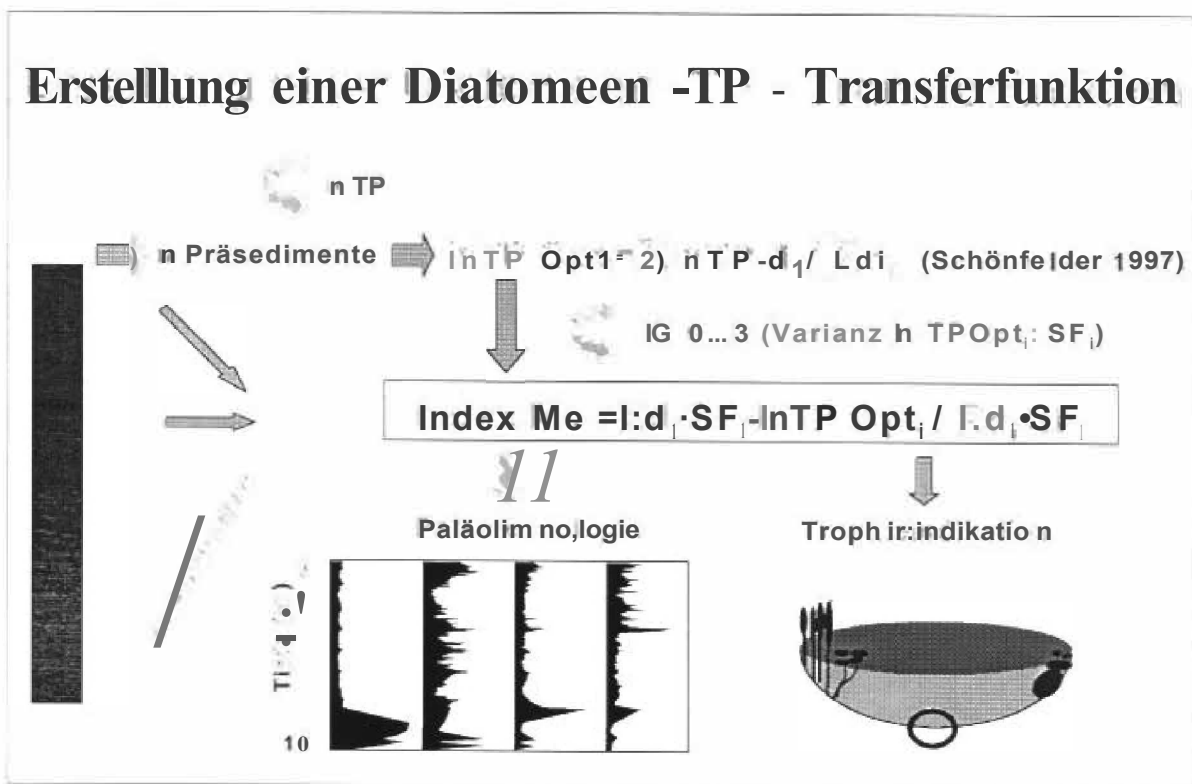


Abb. 3 Methodische Schritte zur Erstellung einer Diatomeen - Gesamtphosphat-Transferfunktion sowie deren Anwendung

Ergebnisse und Diskussion

Bei der Durchsicht verschiedener Zusammenstellungen der Trophie-Indikationsnutzung von Kieselalgen ergibt sich zunächst der Eindruck relativ hoher Stenökie (Hofmann 1994, Schmedtje *et al.* 1998) mit Anteilen von 50 bzw. 40 % hochindikativer Taxa (IG=3) am Gesamtartenbestand sowie 35 % Anteil an den indikatorischen Arten (Schönfelder 1997). Für Taxa guter Indikation (IG=2) geben diese Autoren Anteile von 22, 26 bzw. 33 % an.

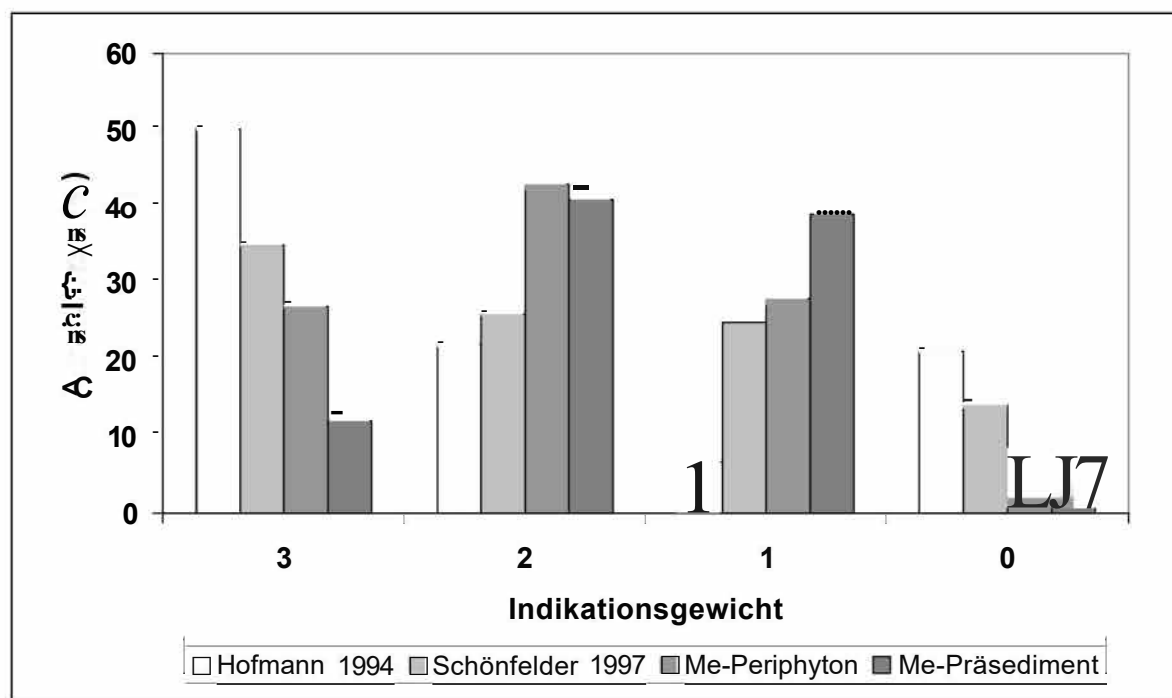


Abb. 4 Diatomeen-TP Beziehungen: Anteil der Taxa unterschiedlicher Indikationsgewichte verschiedener Eichdatensätze.

In den Proben der Referenzdatensätze wurden insgesamt 430 Diatomeen - Taxa ermittelt. Bisher wurden getrennte Datensätze verwendet, einen, basierend auf Präsedimentproben, den anderen auf Basis von Periphyton-Gemeinschaften. Grund für diese bisherige Differenzierung sind auffällige Unterschiede in der Lage der berechneten Optima und Varianzen für die Mehrzahl der betrachteten Taxa, wodurch die Lage der Transferfunktion für den Präsedimentdatensatz deutlich höhere TP - Optima aufweist als die Periphyton-Transferfunktion (Abb. 5). Für die Nutzung als Indikatoren galten als Randbedingungen: Im Periphyton-Datensatz, der Beziehungen zum aktuellen TP - Wert verrechnet, werden Taxa genutzt, die in wenigstens 4 unabhängigen Proben mindestens die Häufigkeit von 1 % erreichen. Hiermit soll die Überbewertung alter Schalen verhindert werden. Bei den als integrierende Probeaufnahme aufgefaßten Präsedimenten wurde als Häufigkeitsschranke 0,2 % in mindestens 3 unabhängigen Proben festgelegt. Auf diese Weise konnte bisher 100 Taxa

ein Indikationsgewicht zugeordnet werden (IG bzw. Stenökiefaktor 0, 1...3, Abb. 4). Bei einer durchschnittlicher Artenzahl von 30-40 je Probe gingen ca. 10-15 Taxa als Indikatoren in die Berechnung des Trophieindex ein.

Die Transferfunktion auf Basis der Periphyton-Gesellschaften ist auf den Gültigkeitsbereich von 11 ... 160 µg TP/l beschränkt (Abb. 5), sie ist somit für karbonatreiche oligo- bis eutrophe Gewässer des Norddeutschen Tieflandes anwendbar.

Für die Transferfunktion des Präsediment-Eichdatensatzes ist der Geltungsbereich durch ausreichende Datendichte bis in die polytrophe Stufe möglich (Abb. 5).

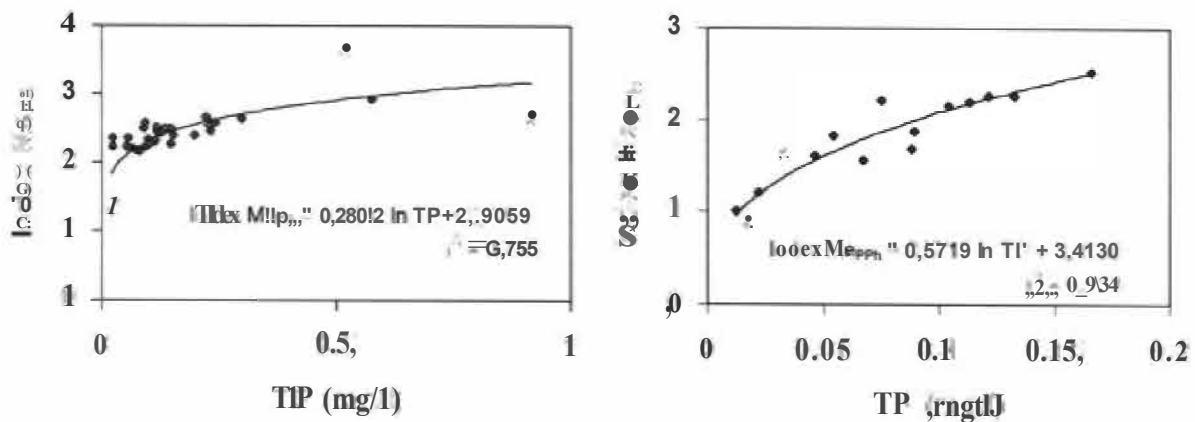


Abb. 5 Beziehung zwischen dem Trophieindex Mecklenburg und der Gesamtposphat-Konzentration der Eichdatensätze (Präsedimente: PS, Periphyton: PPh)

Die Lage der beiden Transferfunktionen ist um ca. 0,5 Trophieeinheiten verschoben (Abb. 5). Die Funde im Präsediment sind dabei zumeist mit einer geringeren Indikationsgewichtung verbunden. Der Umstand, warum periphytische Taxa geringere TP-Werte indizieren, ist nicht gänzlich klar. Die in Tab. 1 aufgeführten Eichdatensätze sind überwiegend reine Präsediment-Datensätze aus den jeweils tiefsten Seebereichen (Wunsam & Schmidt 1994, Bennion 1994, Bennion *et al.* 1996, Dixit *et al.* 1999, Campeau *et al.* 1999), dies ermöglicht den besten Vergleich mit den Sedimenthorizonten der paläolimnologischen Arbeiten. Hervorgehoben wird der integrierende Charakter einer solchen Probe, die das Ergebnis einer kompletten saisonalen Sedimentation erfasst. Nach Hall & Smol (1999) sind planktische Diatomeen, d.h. die Mehrzahl der Arten der Präsedimentassoziation, bessere Indikatoren als periphytische Taxa, welche vor allem in oligotrophen Seen am zumeist nicht nährstofflimitierten Substrat die oligotrophen Bedingungen des Freiwassers gar nicht indizieren können.

Daneben gibt es jedoch auch Datensätze aus ausschließlichen Aufwuchsgesellschaften (Hofmann 1994, Schönfelder 1997). Hofmann (1994) und Lange-Bertalot & Metzeltin (1996) unterstreichen die stenöke Verbreitung vieler Taxa gerade unter oligotrophen Bedingungen. Eine Mischung und Vergleich der Datengrundlage aus denselben Gewässern liegt bisher nicht vor. Die von uns ermittelten TP -

Optima der Aufwuchsanalysen stimmen am besten mit denen anderer Aufwuchsdatensätze (Hofmann 1994, Schönfelder 1997) überein.

Gegenstand weiterer Untersuchungen ist die sukzessive, gezielte Erweiterung der Eichgewässer-Datensätze.

Zusammenfassung

Es wird ein Überblick über Gewässer - Bioindikationsnutzung mit Diatomeen gegeben. Die klassische Saprobieindikation ist weitgehend durch trophische Indikationssysteme für Seen und Fließgewässer abgelöst worden. Es wird am Beispiel von Untersuchungen von Periphyton- und Präsediment-Diatomeenvergesellschaftungen in mecklenburgischen Referenzgewässern (TP: 11 ... 927 µg/l) die Erstellung einer Diatomeen-Gesamtphosphat Transferfunktion erläutert. Diese Transferfunktion ermöglicht die Trophieindikation im Bereich meso- bis hypertropher karbonatreicher Seen in Mecklenburg-Vorpommern. Hauptanwendungsgebiet dieser Transferfunktionen jedoch ist die Rekonstruktion paläolimnischer Trophieentwicklungen bzw. die Ermittlung der natürlichen Trophie konkreter Gewässer als Grundlage für Leitbild Diskussionen bei Sanierungsmaßnahmen.

Literatur

- ALEFS, J.; MÜLLER, J. & WUNSAM, S. (1996). Die Rekonstruktion der epilimnischen Phosphorkonzentrationen im Ammersee seit 1958. *gwf Wasser - Abwasser* 137: 443-447.
- BENNION, H. (1994). A diatom-phosphorus transfer function for shallow, eutrophic ponds in Southeast England. *Hydrobiologia* 275/276: 391-410.
- BENNION, H.; DUGAN, C.A.; HAWORTH, E.Y.; ALLOTT, T.E.H.; ANDERSON, N.J.; JUGGINS, S. & MONTTLEITH, D.T. (1996). The Anglesey lakes, Wales, UK - changes in trophic status of three standing waters as inferred from diatom transfer function and their implications for conservation. *Aquatic conservation: Marine and Freshwater* 6: 81-92.
- CAMPEAU, S.; PIENITZ, R. & HEQUETTE, A. (1999). Diatoms from the Beaufort Sea coast, southern Arctic Ocean (Canada). *Bibliotheca Diatomologica* Bd. 42, J. Cramer.
- DIXIT, S.S.; SMOL, J.P.; CHARLES, D.F.; HUGHES, R.M.; PAULSEN, S.G. & COLLINS, G.B. (1999). Assessing water quality changes in the lakes of the northeastern United States using sediment diatoms. *Can.-J.-Fish.-Aquat.-Sci.-J.-Can.-Sci.-Halieut.-Aquat.* 56/1: 131-152.
- HALL, R.I.; LEAVITT, P.R.; SMOL, J.P. & ZIRNHILT, N. (1997). Comparison of diatoms, fossil pigments and historical records as measures of lake eutrophication *Freshwat.-Biol.* 38/2: 401-417.
- HALL, R.I. & SMOL, J.P. (1999). Diatoms as indicators of lake eutrophication. In: STOERMER, E.F. & SMOL, J.P. (eds.): *Applications of the environmental and earth sciences.* 128-168, Cambridge Univ. Press.
- HOFMANN, G. (1994). Aufwuchs-Diatomeen in Seen und ihre Eignung als Indikatoren der Trophie. *Bibliotheca Diatomologica* 30, J. Cramer, Berlin.
- KOLKWITZ, R. & MARSSON, M. (1908). Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Ber. Dt. Bot. Gesellschaft.* 26.
- KOLKWITZ, R. & MARSSON, M. (1909). Ökologie der tierischen Saprobien. *Int. Rev. ges. Hydrobiol. u. Hydrograph.* 2.
- LANGE-BERTALOT, H. & METZELTIN, D. (1996). Indicators of Oligotrophy. *Iconographia Diatomologica* 2, Koelz Scientific Books.
- ROTT, E.; HOFMANN, G.; PALL, M.K.; PFISTER, P. & PIPP, E. (1997). Indikationslisten für Aufwuchsalgen. T.1: Saprobien Indikation. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wasserwirtschaftskartaster: 1-73.

- SCHMEDTJE, U.; GUTOWSKI, A.; LEUKART, P.; MELZER, A.; MOLLENHAUER, D.; SCHNEIDER, S. & TREMP, H. (1998). Trophiekartierung von aufwuchs- und makrophytendominierten Fließgewässern. Informationsberichte Bayerisches LA für Wasserw. 4: 1-501.
- SCHÖNFELDER, I. (1997). Eine Phosphor-Diatomeen-Relation für alkalische Seen und Flüsse Brandenburgs und ihre Anwendung für die paläolimnologische Analyse von Auesedimenten der unteren Havel. Dissertations Botanicae 283, J. Cramer, Berlin.
- SLADECEK, V. (1973). System of water quality from the biological point of view. Arch. Hydrobiol./Ergebn. Limnol. 7: 1-218.
- TER BRAAK, C.J.F. & VAN DAM, H. (1989). Inferring pH from diatoms: a comparison of old and new calibration methods. Hydrobiologia 178: 209-223.
- WUNSAM, S & SCHMIDT, R. (1994). A diatom-phosphorus transfer function for alpine and prealpine lakes. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 53: 85-99.

Verfasser

Dr. Thomas Hübener, Sven Adler
Universität Rostock, Institut für Biodiversitätsforschung,
Allgemeine & Spezielle Botanik
Wismarsche Str. 8
D-18051 Rostock
e-mail: thomas.huebener@biologie.uni-rostock.de

Dr. Uwe Selig
Universität Rostock, Institut für Aquatische Ökologie,
Angewandte Ökologie
Freiligrathstr. 7/8
D-18051 Rostock
e-mail: uwe.selig@biologie.uni-rostock.de

Uwe SELIG, Günter SCHLUNGBAUM

Vergleichende Untersuchungen zwischen einem dimiktischen und einem polymiktischen See in MV: gelöste und partikuläre Nährstoffe im Pelagial

Abstract

Dissolved and particulate nutrients were investigated in two lakes in Mecklenburg-Pommern: the polymictic Bützower See and the dimictic Dudinghausener See. The aim of this investigation was to characterize the quantity and forms of nutrients in the euphotic zone. SRP, DOP, PP, STM, oTM, POC, Chla, PFe, P-binding, Poly-P and P-Lipid were analysed monthly from March to November 1998.

The results reveal the seasonal changes in the dominance of phosphorus forms. PP dominated in spring and summer but the dissolved organic phosphorus was the dominant P-pool at the end of the vegetation period. The polymictic see has a high variability of soluble reactive phosphorus. Dimictic and polymictic lake were differentiated in the forms of particulate phosphorus. Poly-P could only be detected in the Bützower See in the first half of the year. The content of phospholipids increased during the annual course in both lakes.

1 Einleitung

Die Stoffkreisläufe der Gewässer werden geprägt neben den externen Einträgen durch die stattfindenden Prozesse im Pelagial, im Sedimentraum und den Transportprozessen zwischen Wasserkörper und Sediment. Während der Nährstofftransport zum Sediment in partikulärer Form oder an Partikel gebunden erfolgt (TARTARI & BIASCI 1997), kann der Rücktransport aus dem Sediment ins Pelagial sowohl in gelöster anorganischer Form, in gelöster organischer Form oder als partikuläres Material stattfinden. Insbesondere bei den Prozessen des Phosphorkreislauf spielt die benthische Freisetzung eine bedeutende Rolle (BOSTROEM et al. 1985, SØNDERGAARD et al. 1993). Welche P-Form rückgeführt wird und in welcher Quantität dies erfolgt, wird von den Prozessen an der Sediment-Wasser Kontaktzone bestimmt und ist auch von der Morphologie der Gewässer abhängig (Abb.1). So spielen in Flachseen windbedingte Resuspensionen eine bedeutende Rolle und damit der Rücktransport bereits sedimentierten partikulären Materials (BLOESCH 1994), während in einem geschichteten, tiefen Gewässer die Diffusion und damit der Rücktransport von gelösten Phosphor entscheidend ist (TESSIER et al. 1994, BELZILE et al. 1996). Die beiden morphologisch unterschiedlichen Seentypen dimikti-

scher- und polymiktischer See unterscheiden sich nicht nur in den stattfindenden Transportprozessen, sondern auch vom Zeitpunkt der Rückführung in die trophogene Zone. So erfolgt der Rücktransport im polymiktischen See während des gesamten Jahres und somit auch während der Vegetationsperiode. Im dimiktischen See erfolgt die Freisetzung hauptsächlich während der Stagnationsphase im Sommer - insbesondere unter anaeroben Bedingungen im Hypolimnion - aber ein Rücktransport in die euphotische Zone kann erst wieder mit der Herbstvollzirkulation erfolgen. Damit ist eine interne Versorgung während der Vegetationsperiode nicht gegeben. Aus dieser Konstellation sollte an zwei Seen folgende Problemstellung untersucht werden:

- Bestehen saisonale Unterschiede zwischen den beiden Seentypen hinsichtlich der Zusammensetzung von gelöstem und partikulären Nährstoffen -insbesondere beim Phosphor- in der euphotischen Zone der Gewässer.

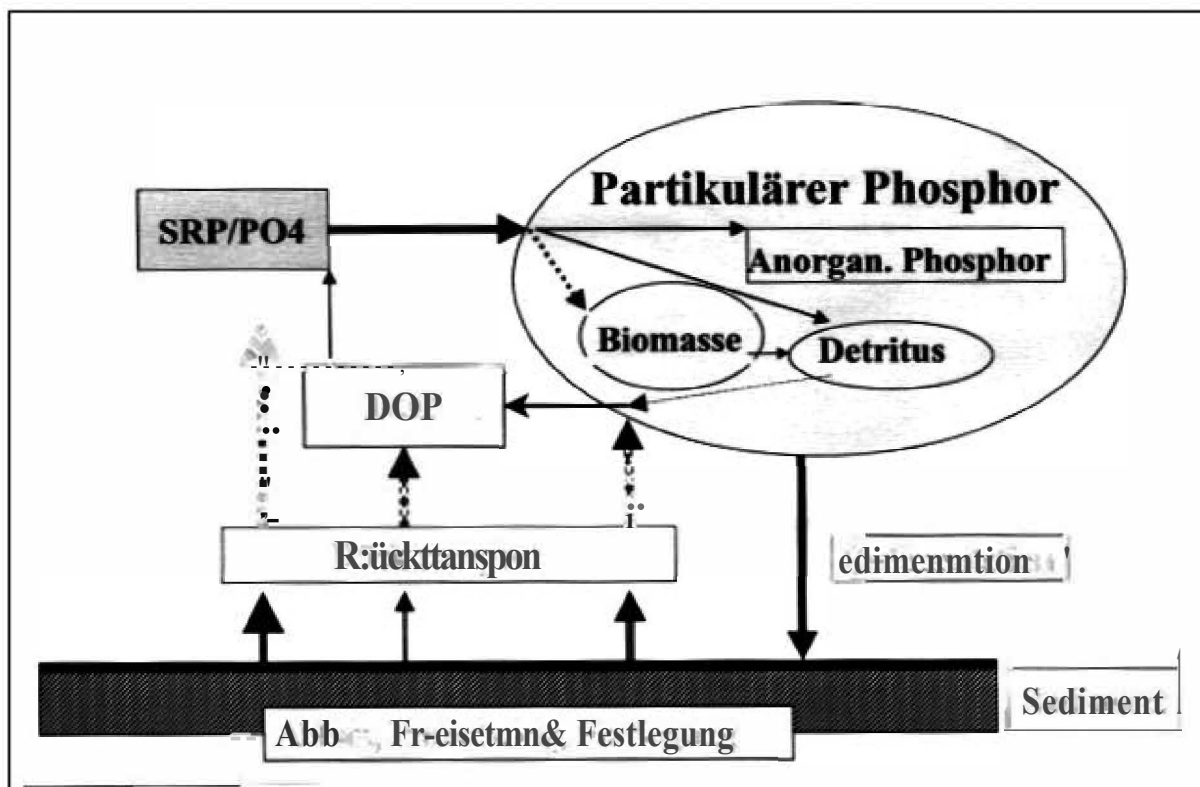


Abb. 1 Schematische Darstellung des Phosphorkreislaufes im Gewässer, SRP - soluble reactive phosphorus, DOP - dissolved organic phosphorus

2 Material und Methoden

Der Dudinghausener See und der Bützower See befindet sich ca. 40 km südlich von Rostock in Mecklenburg-Vorpommern (Abb.2). Beide Gewässer unterscheiden sich sowohl in ihrer Mixis als auch in der Trophie (Tab.1). Während aus dem Bützower See bereits Untersuchungen aus den 80er Jahren vorliegen, wurde der Dudinghausener See erst seit 1995 untersucht.

Es werden Untersuchungsergebnisse aus dem Jahr 1998 gegenübergestellt, wo von März bis November eine monatliche Beprobung erfolgte. In 0,5 m Wassertiefe wurde Untersuchungsmaterial entnommen und folgende Parameter untersucht:

- Sestontrockenmasse (STM), organische Sestontrockenmasse (oTM) nach GEORGI (1984)
- partikulärer organischer C (POC) und partikulärer N (PN) mit CN-Analysator vario el von HEREAUS nach VERARDO et al. (1990)
- SRP nach der Molybdänblaumethode von MALCOLM-LAWES (1990)
- DOP als Differenz aus Gesamtphosphor der 0,45 µm filtrierten Probe (saure Hydrolyse mit UV-Aufschluß und Molybdänblaubestimmung nach NAKAMURA et al. 1980) und SRP
- PP als HCl-löslicher Phosphor des partikulären Materials als Rückstand auf einem GF/F-Filter (GEORGI 1984)
- Sequenzielle P-Fraktionierung des PP nach PSENNER et al. (1984)
- Poly-P Konzentrationen im partikulären Material mittels P-NMR nach FEUILLADE et al. (1995)
- P-Lipid-Bestimmung durch Methanol/Chloroform Extraktion nach FINDLAY et al. (1989)
- PFe als HCl-lösliches Eisen des partikulären Materials als Rückstand auf einen GF/F-Filter (GEORGI 1984 und STOOKEY 1970)

Tabelle 1 Morphologische- und trophische Charakterisierung der Untersuchungsgewässer

| | Bützower See | Dudinghausener See |
|---------------------------|----------------------------------|-----------------------------|
| Seefläche | 98,1 ha | 18,8 ha |
| Seevolumen | 1024,64 m ³ | 1286,87 m ³ |
| Maximale Tiefe | 2,2 m | 15,2 m |
| Mittlere Tiefe | 1,04 m | 6,86 m |
| Mixis | Polymiktisch | dimiktisch |
| Trophie-Index (LAWA 1996) | 3,80 - p1 (1996) | 1,91 - m (1995) |
| Trophie | polytroph | meso-eutroph |
| Untersuchungsjahre | 1988/1994/1996/1997/ 1998 | 1995/1997/ 1998/1999 |

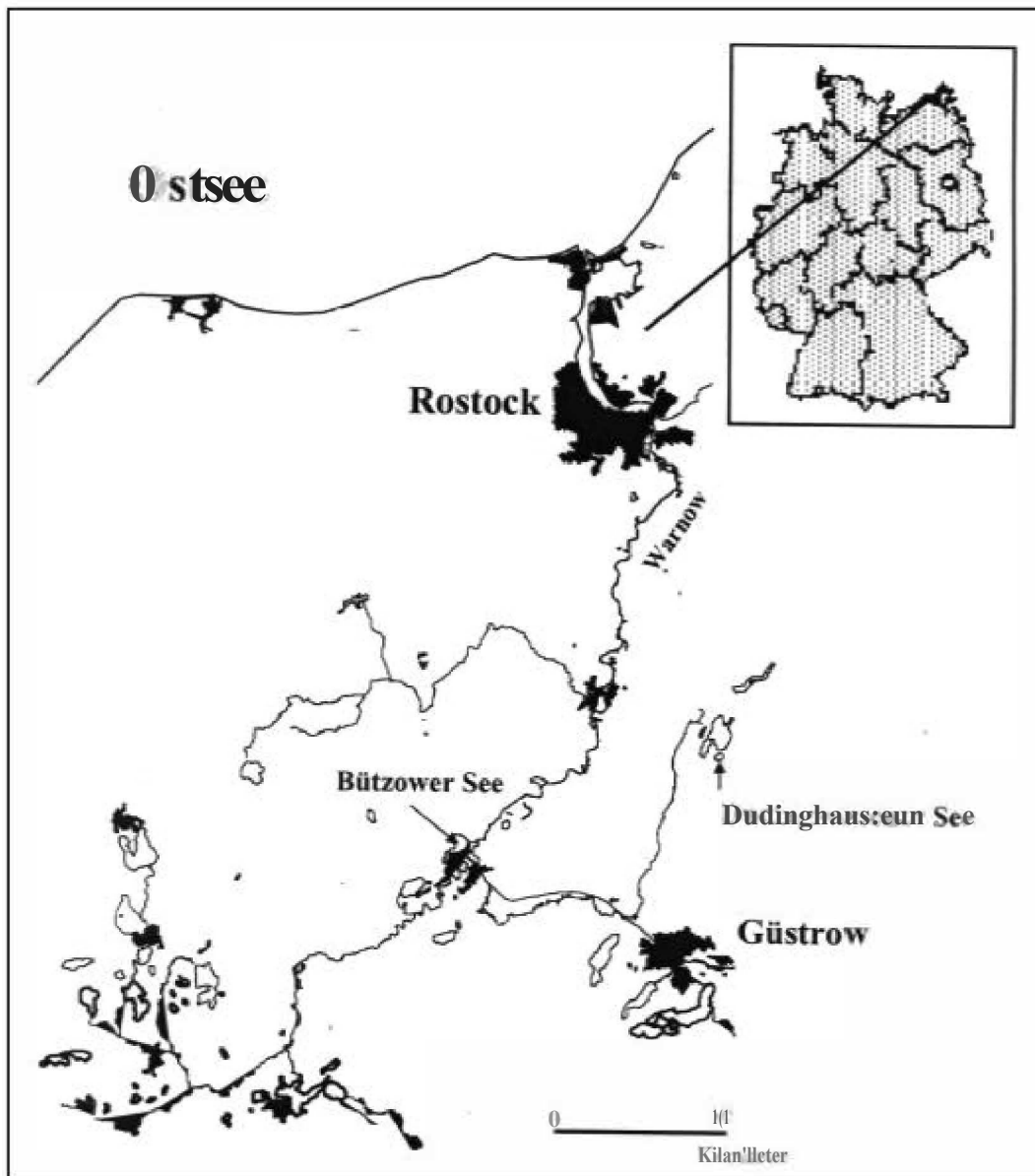


Abb. 2 Geographische Lage der Seen in Mecklenburg-Vorpommern

3 Ergebnisse

Der Bützower See besaß eine bedeutend höhere STM (4-10fach) als der dimiktische Dudinghausener See. Dabei wurden die höchsten Konzentrationen, auch beim POC und Chla, im Frühjahr gemessen (Tab.2). Auffällig war auch die höhere Variabilität der STM im Bützower See und die Variabilität des org. Anteiles an der STM (60-92%). Im Dudinghausener See besaß das partikuläre Material permanent einen sehr hohen org. Anteil (>85%).

Tabelle 2 STM, oTM, POC, PN, partikuläre C/N-Verhältnisse und Chlorophyllwerte im saisonalen Verlauf 1998 beider Seen

| Bützow | STM in mg/l | oTM in %TM | POC in mg/l | PN in mg/l | C/N atomar | Chla in µg/l |
|--------|-------------|------------|-------------|------------|------------|--------------|
| 19.03. | 14,7 | 68,8 | 4,2 | 0,7 | 7,2 | 52,5 |
| 14.04. | 16,1 | 64,9 | 4,2 | 0,7 | 6,7 | 34,0 |
| 07.05. | 16,4 | 66,0 | 4,8 | 1,0 | 5,5 | 56,1 |
| 11.06. | 9,3 | 91,3 | n.e. | n.e. | n.e. | 36,1 |
| 13.07. | 10,2 | 66,5 | 3,6 | 0,7 | 6,4 | 32,6 |
| 11.08. | 9,0 | 80,9 | 3,0 | 0,6 | 5,8 | 41,4 |
| 08.09. | 9,7 | 76,8 | 3,6 | 0,7 | 6,0 | 47,2 |
| 09.10. | 5,6 | 86,8 | 1,9 | 0,4 | 5,8 | 23,8 |
| 09.11. | 8,8 | 70,9 | 2,9 | 0,6 | 5,8 | 62,2 |

| Duding. | STM in mg/l | oTM in %TM | POC in mg/l | PN in mg/l | C/N atomar | Chla in µg/l |
|---------|-------------|------------|-------------|------------|------------|--------------|
| 19.03. | 3,2 | 96,3 | n.e. | n.e. | n.e. | 15,7 |
| 14.04. | 4,3 | 89,6 | 1,8 | 0,3 | 8,0 | 10,7 |
| 07.05. | 1,7 | 90,8 | 0,6 | 0,1 | 6,4 | 2,5 |
| 11.06. | 3,0 | 93,4 | n.e. | n.e. | n.e. | 13,8 |
| 15.07. | 4,5 | 99,0 | 2,2 | 0,3 | 7,8 | 10,4 |
| 11.08. | 4,5 | 95,3 | 1,9 | 0,2 | 12,6 | 14,4 |
| 08.09. | 3,2 | 96,2 | 1,5 | 0,2 | 9,4 | 5,9 |
| 09.10. | 1,6 | 91,6 | 0,7 | 0,1 | 6,6 | 3,0 |
| 03.11. | 1,9 | 85,3 | 0,8 | 0,1 | 6,7 | 7,1 |

Der TP schwankte im Bützower See zwischen 0,09 und 0,21 mg P/l, während im Dudinghausener See Konzentrationen zwischen 0,015 und 0,053 µg P/l meßbar waren. In beiden Gewässern dominierte während der ersten Jahreshälfte der PP. Im Jahresverlauf nahm der Anteil des PP am TP in beiden Gewässern von ca. 60-80% auf 20-40% ab (Abb.3).

In beiden Seen stieg sowohl absolut als auch prozentual der DOP an und wurde am Ende der Vegetationsperiode der dominante P-Pool. Während der SRP in dimiktischen See sich nur geringfügig änderte, schwankte dieser im Bützower See stark (0,018 bis 0,074 mg P/l) und war vor allem über die Sommermonate hoch.

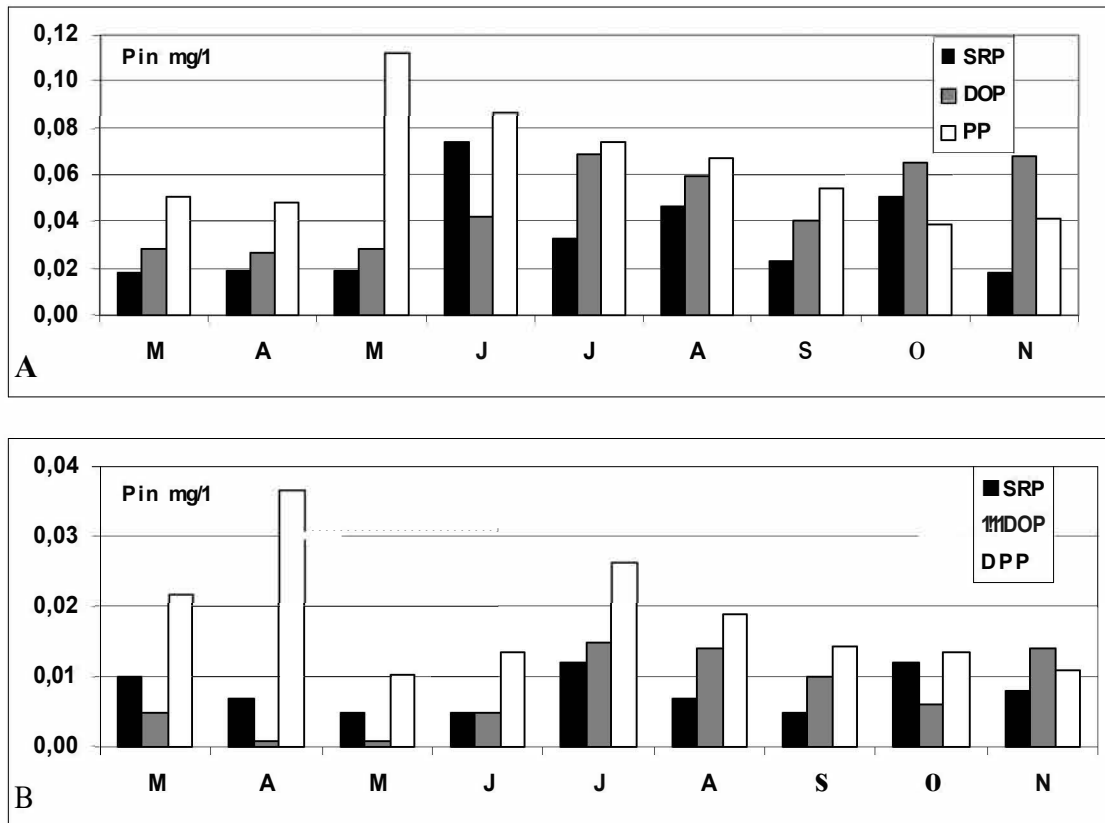


Abb. 3 SRP, DOP und PP-Konzentrationen des Bützower Sees (Abb. 3a) und Dudinghausener Sees (Abb.3b) im Jahresverlauf 1998

Tabelle 3 Korrelationskoeffizienten (r) zwischen den partikulären Größen

| r | Bützower See | Dudinghausener See |
|------------|--------------|--------------------|
| STM/oTM | 0,96 | 0,99 |
| oTM/org. C | 0,95 | 0,99 |
| oTM/PP | 0,50 | 0,72 |
| POC/PP | 0,62 | 0,72 |
| oTM/PFe | 0,00 | 0,37 |
| PP/PFe | 0,48 | 0,85 |

Ein Vergleich des PP mit anderen partikulären Größen (oTM, POC, PFe) erbrachte keine eindeutigen korrelativen Zusammenhänge (Tab.3). Auffällig waren allerdings die sehr verschiedenen PP/PFe-Verhältnisse in beiden Seen (Abb.4). Während im dimiktischen See das Masseverhältnis bis auf eine Ausnahme stets >1 war (1,2-4,5), lag es im polymiktischen See meist unter 1 mit 0,4 bis 1,2.

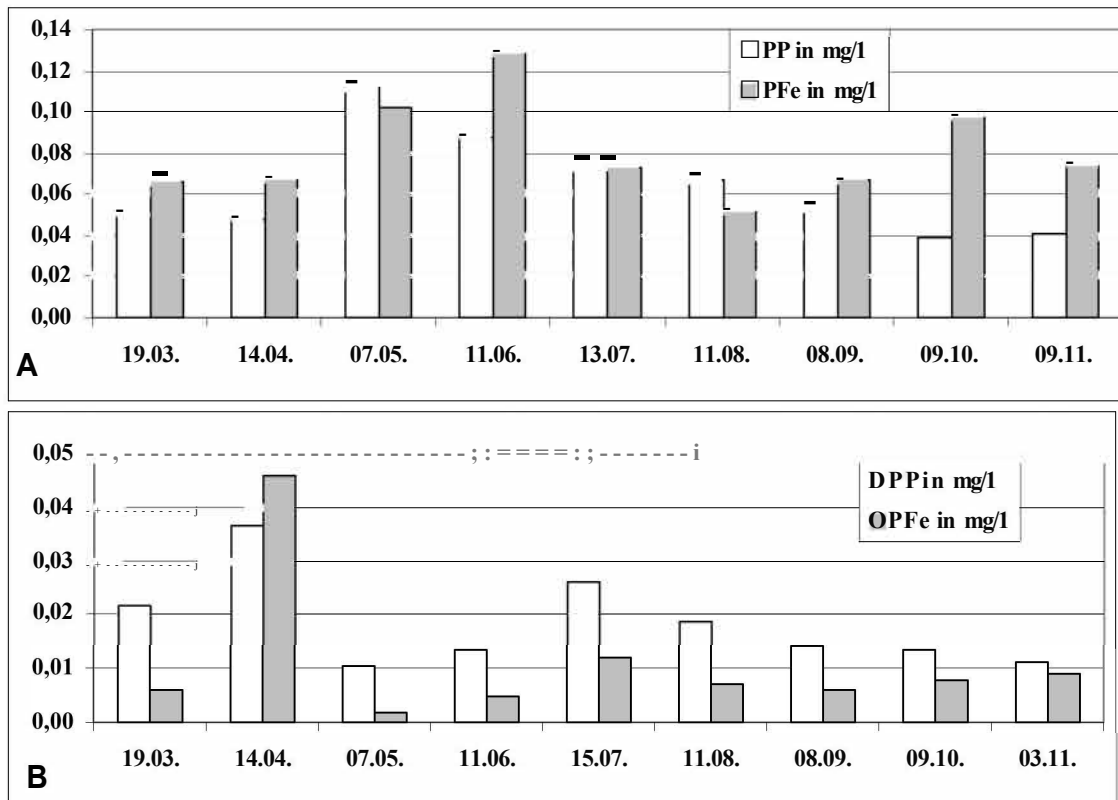


Abb. 4 PP- und PFe-Konzentrationen des Bützower Sees (Abb. 4a) und Dudinghausener Sees (Abb. 4b) im Jahresverlauf 1998

Der PP unterschied sich in den beiden Gewässern nicht nur in den Absolutgehalten, sondern in der qualitativen Zusammensetzung. So dominierte nach der P-Fraktionierung von PSENNER et al. (1984) im Dudinghausener See meist der organische Phosphor mit prozentualen Anteilen bis 55% am PP (NaOH-NRP - Abb. 5). Diese P-Fraktion war im Bützower See nur während der zweiten Jahreshälfte mit 33-42% bedeutungsvoll. Ganzjährig spielte hier der eisengebundene (redoxsensitive) Phosphor (BD-SRP) eine dominante Rolle mit 17 bis 43% des PP. Die gute Korrelation von $r=0,82$ zwischen BD-SRP und PFe (für den Dudinghausener See $r=0,62$) belegen, daß es sich hier um an Eisen gebundenen Phosphor handelt. Im Dudinghausener See nahm diese P-Fraktion 1-18% des PP ein.

Im Frühjahr prägte auch der sorptive Phosphor (NaOH-SRP) den PP (10-46%) in beiden Gewässern, welcher aber im Juli sprunghaft abnahm (3-14%). Der labile Phosphor (H₂O-TP) unterschied sich nicht signifikant in beiden Gewässern und bewegte sich zwischen 3-20% des PP. Prozentual betrachtet schwankte der carbonatische Phosphor (HCl-SRP) im Jahresverlauf auch stark, war im Absolutgehalt im Bützower See doch recht konstant geblieben.

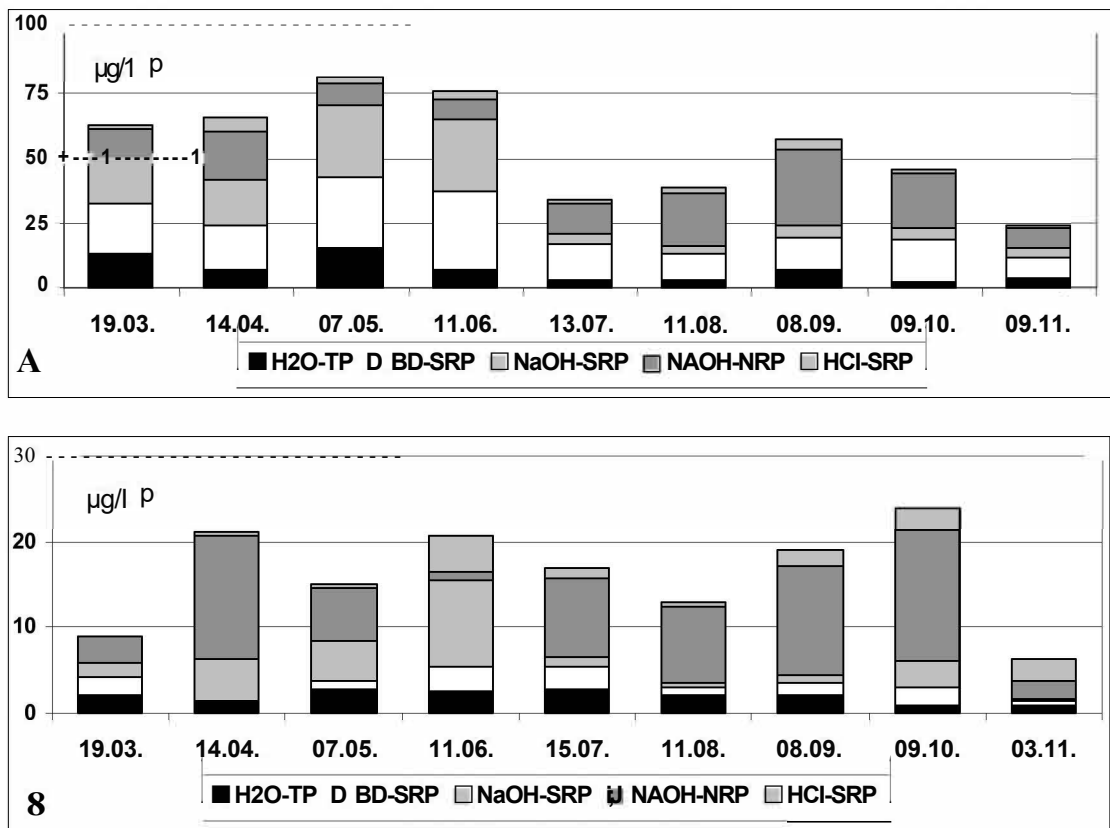


Abb. 5 P-Bindungsfraktionen des PP des Bützower Sees (Abb. Sa) und Dudinghausener Sees (Abb.Sb) im Jahresverlauf 1998

Poly-P als interne Speicherstoffe konnten im Dudinghausener See nur einmal (Mai), im Bützower See nur während der ersten Jahreshälfte bis zum Juli nachgewiesen werden (Abb.6). Der Anteil am PP lag dabei im Bützower See stets <5%.

Der P-Lipidgehalt stieg in beiden Gewässern im Jahresverlauf geringfügig an und lag zwischen 5 bis 18% des PP. Es konnten keine Unterschiede zwischen beiden See dargestellt werden.

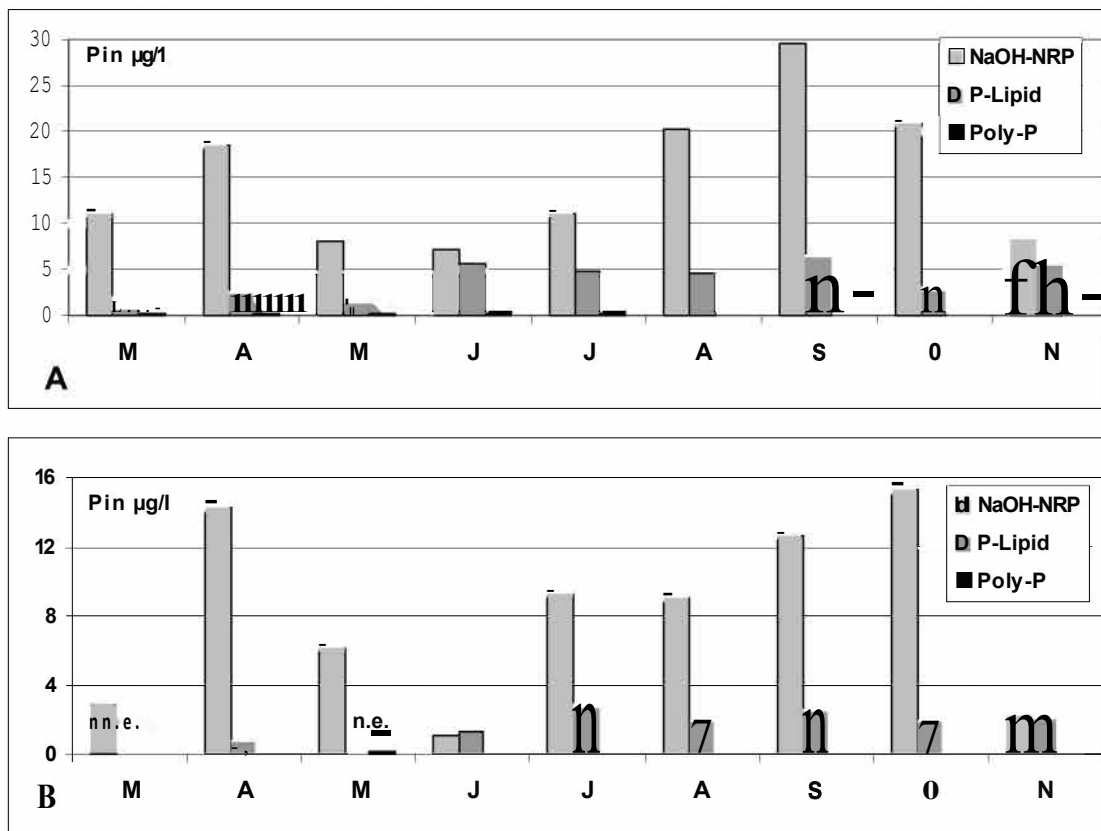


Abb. 6 Konzentrationen von P-Lipid, Poly.P und der NaOH-NRP-Fraktion des PP des Bützower Sees (Abb. 5a) und Dudinghausener Sees (Abb.5b) im Jahresverlauf 1998

4 Diskussion

Die hohe Variabilität des SRP im polymiktischen Bützower See dürfte das Resultat interner Rücklösungen aus dem Sediment sein. Hierfür lassen sich zwei Transportwege diskutieren:

1. Bei einem durchmischten Wasserkörper mit Sedimentaufwirbelung kommt es zum Rücktransport von im Oberflächensediment mineralisierten und akkumulierten SRP (HOLDREN & ARMSTRONG 1980, POLLMAN 1983).
2. Während einer Stagnationsphase (ruhiger Wasserkörper) ohne Temperaturschichtung wird durch Diffusionsprozesse das im Porenwasser angereicherte SRP in den Wasserkörper transportiert.

Von den beiden Transportwegen ist die mit der Resuspension verbundene P-Rücklösung als bedeutungsvoll anzusehen, da dieser Transportvorgang als bedeutend schneller anzusehen ist. Außerdem dürften Stagnationssituationen in dem durchschnittlich 1m tiefen Gewässer eine Ausnahmesituation darstellen, insbesondere während des kühlen und regnerischen Sommers 1998. Diese meteorologischen Bedingungen prägten auch den saisonalen Verlauf der partikulären Stoffe im Wasserkörper. Das im Frühjahr die höchsten STM-Konzentrationen gemessen wurden, stellt nicht unbedingt einen typischen Jahresverlauf für den Bützower See da. So

wurden 1997 die höchsten Konzentrationen im August und Oktober mit über 21 mg/l (Chla-Konzentration lag im August bei 95 µg/l) gemessen. Hier wurde die STM bedeutend mehr durch die sommerliche Cyanophyceen-Blüte geprägt. 1998 wurde der Jahresverlauf durch einen kühlen und nassen August beeinflusst, weshalb die Ausbildung einer sommerlichen Cyanophyceenblüte ausblieb. Der polymiktische See zeigte im gesamten Jahresverlauf eine höhere Variabilität sowohl in der Quantität als auch qualitativen Zusammensetzung des partikulären Materiales im Wasserkörper. Als Grund hierfür waren die hier ganzjährig in Abhängigkeit von der meteorologischen und hydrologischen Situationen stattfindenden Sediment-Resuspensionen anzusehen. WEYHENMEYER et al. (1995) versuchten mit Hilfe der Beziehung zwischen SPM und anorgan. STM den Anteil resuspendierten Materiales an der Bruttosedimentation zu ermitteln und stellte gleiche Beziehungen für das Seston im Wasserkörper fest, wenn auch mit einer höheren Variabilität. Betrachtet man die Verhältnisse von STM, oTM und POC zueinander, dann ist der Anteil von resuspendierten Materiales an der STM Frühjahr im Bützower See am höchsten. Dieses wird auch durch die hohen BD-SRP und NaOH-SRP Werte bestätigt. Bedingt durch die Sedimentaufwirbelung traten wieder mehr Sorptionseffekte auf, so dass das rückgeführte gelöste Phosphat recht schnell wieder gebunden werden konnte. So ist die NaOH-SRP Fraktion im Frühjahr am höchsten. Gleiches galt auch für die BD-SRP Fraktion. Hier handelt es sich meist nicht um eine chemische Bindung von Phosphor an Eisen, sondern einer oberflächensorptiven Anlagerung an Fe-hydroxiden. Die niedrigen PP/PFe Verhältnisse im Bützower See belegen gleichfalls den Effekt der Resuspension. Der Effekt der SRP-Sorption an partikulärem Material wurde auch durch GÄCHTER & MARES (1985) sowie REDDY & FISHER (1990) beschrieben. Im dimiktischen Dudinghausener See, wo diese Prozesse der Resuspension nicht stattfanden, wurde der PP im Pelagial von der organische STM geprägt. Dieses verdeutlicht nicht nur die besseren Korrelationskoeffizienten zur oTM und POC, sondern auch die P-Bindungs-differenzierung mit der Dominanz der NaOH-NRP Fraktion.

Die DOP-Konzentrationen stiegen in beiden Gewässern im Herbst an und werden zum dominanten P-Pool im Gewässer. Der DOP wird geprägt durch die Algenexsudatbildung und dem Abbau planktischer Biomasse. Ein Zusammenhang mit den ermittelten DOC-Werten konnte nicht gefunden werden (SELIG unpubl.). Durch alkalische Phosphataseaktivität der Mikroorganismen kann ein Abbau von DOP zu Orthophosphat erfolgen, welches dann wieder für die autotrophe Produktion wie auch heterotrophen Prozessen zur Verfügung steht. Diese enzymatischen Prozesse werden durch verschiedene Faktoren im Gewässer bestimmt, u.a. auch durch die Temperatur. Die Anreicherung an DOP im Jahresverlauf könnte somit auch ein Temperatureffekt sein, zumal auch die autotrophe und heterotrophe Produktivität mit sinkenden Temperaturen abnimmt und damit kein physiologischer Bedarf für eine Phosphatabspaltung besteht.

Das Auftreten von Polyphosphaten in der planktischen Biomasse ist ein Indiz für eine ausreichende P-Versorgung. So konnte SCHELSKE (1994) für den polytrophen Apopka-See ganzjährig Polyphosphat-Granula nachweisen. Das im mesotrophen, dimiktischen Dudinghausener See dieser Luxus-speicherstoff nicht nachgewiesen werden konnte, entspricht dem P-Status dieses Gewässers. Dagegen hätte nach dem P-Status des Bützower See ganzjährig das Auftreten von Poly-P vermutet werden können. Eine Veränderung des gelösten bzw. bioverfügbaren

Phosphor konnte nicht festgestellt werden. Ebenfalls gab es keine Veränderungen in der Planktonbiomassezusammensetzung (HÜBENER unpubl.), welche in Zusammenhang mit diesem Untersuchungsergebnis gebracht werden kann. Somit müssen andere Faktoren ("Stressoren") als Grund für das Ausbleiben dieses Speicherstoffes in dem nährstoffübersorgten Bützower See angenommen werden. So kann Lichtlimitation hierfür eine Ursache sein, da diese bedingt durch die ständige Durchmischung des Wasserkörpers und damit verbundenen Sedimentaufwirbelungen auftreten kann.

Der P-Lipid, welcher durch verschiedene Autoren als Biomasseäquivalent genutzt wird (u.a. NAPOLITANO 1994), konnte nicht in einem Zusammenhang mit den gemessenen Phytoplanktonbiomassen (HÜBENER unpubl.) bzw. dem oTM/POC gebracht werden. NAPOLITANO (1994) beschrieb vor allem eine gute Korrelation zur aschenfreien Trockenmasse. In beiden Gewässern stieg der P-Lipidgehalt im Jahresverlauf leicht an. KILHAM (1997) diskutiert eine verstärkte Lipidbildung unter P-Limitation. Auch dieser Fakt konnte durch die vorliegenden Daten nicht bestätigt werden, da ab den Sommermonate eher eine N-Limitation (bezogen auf die Verhältnisse der gelösten anorg. Nährstoffe) vorlag.

Zusammenfassung

- In beiden Gewässern kommt es zu einem saisonalen Wechsel in der quantitativen Zusammensetzung der P-Pool SRP, DOP und PP
- Der SRP schwankt im Jahresverlauf des Bützower See sehr stark, während er in der euphotischen Zone des Dudinghausener Sees ganzjährig sehr gering ist
- Der DOP-Anteil nimmt in beiden Gewässern im Jahresverlauf zu und wird im Herbst zur dominanten Größe
- Das PP/PFe-Verhältnis ist in beiden Gewässern unterschiedlich
- Der PP wird im Dudinghausener See vom organischen P geprägt, während im polymiktischen Bützower See Fe-P-Verbindungen quantitativ bedeutungsvoll sind
- Der Anteil des sorptiv-gebundenen P nahm bei beiden Seen in der zweiten Jahreshälfte ab
- Poly-P konnten nur im polymiktischen See als interner Speicherstoff während der ersten Jahreshälfte nachgewiesen werden
- Der P-Lipidgehalt stieg in beiden Seen während der zweiten Jahreshälfte leicht an, wobei keine Korrelationen zur aschefreien Trockenmasse, dem POC und der Planktonbiomasse gefunden worden

Danksagung

Ich danke Herrn Dr. Michalik vom Institut für Katalysforschung der Universität Rostock für die Durchführung der P-NMR-Analysen und Herrn Dr. Hübener vom Bereich Allgemeine und Spezielle Botanik der Universität Rostock für die Bereitstellung der Chlorophyllwerte.

Literatur

- BELZILE, N.; PIZARRO, J.; FILELLA, M. & SUFFLE, J. (1996). Sediment diffusive fluxes of Fe, Mn, and P in a eutrophic lake: Contribution from lateral vs bottom sediments. *Aquatic Sciences* 58/4: 327-354.
- BLOESCH, J. (1994). Editorial: Sedimentresuspension in lake. *Hydrobiologia* 284: 1-3.
- FINDLAY, R. H.; KING, G. M. & WATLING, L. (1989). Efficacy of phospholipid analysis in determining microbial biomass in sediments. *Applied and Environmental Microbiology*: 2888-2893.
- FEUILLADE, J.; BIELICKI, G. & RENOU, J. P. (1995). ³¹P-NMR study of natural phytoplankton samples. *Hydrobiologia* 300/301: 391-398.
- GÄCHTER, R. & MARES, A. (1985). Does settling seston release soluble reactive phosphorus in the hypolimnion of lakes? *Limnol. Oceanogr.* 30: 364-371.
- GEORGI (1984). Untersuchungen zur Variabilität von Quantität und Qualität des Sestons in den Darß-Zingster Boddengewässern. Dissertation, Universität Rostock, Fachbereich Biologie: 145 Seiten.
- HOLDREN, G.C.Jr. & ARMSTRONG, D.E. (1980). Factors affecting phosphorus release from intact lake sediment cores. *Envir. Sei. Technol.* 14: 79-87.
- KILHAM, S. S.; KREEGER, D. A.; GOULDEN, C. E. & LYNN, S. G. (1997). Effects of nutrient limitation on biochemical constituents of *Ankistrodesmus falcatus*. *Freshwat. Biol.* 38: 591-596.
- MALCOLM-LAWES, D. J. & KOON, H. W. (1990). Determination of orthophosphate in water and soil using a flow analyzer. - *Analyst.* 1: 65-67.
- NAKAMURA, T.; YAMAGUCHI, H. & OHASHI, S. (1980). Problems on use of autoanalyzer for condensed phosphates. *Jour. of Occup. Health (Japan)* 2(2): 199-205.
- NAPOLITANO, G. E. (1994). The relationship of lipids and chlorophyll measurements in freshwater algae and periphyton. *J. Phycol.* 30: 943-950.
- POLLMAN, C.D. (1983). Internal loading in shallow lakes. Ph.D. dissertation, Uni. Florida, Gainesville, FL: 191 Seiten.
- PSENNER, R.; PUCSKO, R. & SAGER, M. (1984). Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorbindungen von Sedimenten - Versuch einer Definition ökologisch wichtiger Fraktionen. - *Arch. Hydrobiol. Beih.* 30: 25-41.
- REDDY, K.R. & FISHER, M.F. (1990). Sediment resuspension effects on phosphorus fluxes across the sediment-water interface: Laboratory microcosm studies. Final Report submitted to the South Florida Water Management District, West Palm Beach, FL. In: S. Newman & K.R. Reddy (1992). Sediment resuspension effects on alkaline phosphatase activity. *Hydrobiologia* 245: 75-86.
- SCHELSKE, C.L. (1994). Assessing nutrient limitation in a hypertrophic lake. *Lake Reservoir. Manage.* 9: 112.
- SØNDERGAARD, M.; KRISTENSEN, P. & JEPPESEN, E. (1993). Eight years of internal phosphorus loading and changes in the sediment phosphorus profile of Lake Søbygaard, Denmark. *Hydrobiologia* 253: 345-356.
- STOOKEY, L.L. (1970). Ferrozine - a new spectrophotometric reagent for iron. *Anal. Chem.* 42/7: 779-781.
- TARTARI, G. & BIASCI, G. (1997). Trophic status and lake sedimentation fluxes. *Water, Air and Soil pollution*, 99: 523-531.
- TESSIER, A.; CARIGNAN, R. & BELZILE, N. (1994). Processes occurring at the sediment-water interface: Emphasis on trace elements. In: J. Suffle & R.R. De Vitre (eds), *Chemical and Biological Regulation of Aquatic Systems*. CRC Press: 138-175.
- VERARDO, D.J.; FROELICH, P.N. & MCINTYRE, A. (1990). Determination of organic carbon and nitrogen in marine sediments using Carlo Erba NA-1500 Analyser. *Deep Sea Research* 37: 157-165.

WEYHENMEYER, G.A.; MEILI, M. & PIERSON, D.C. (1995). A simple method to quantify sources of settling particles in lakes: resuspension versus new sedimentation of material from planktonic production. Mar. Freshwater Res 46: 223-231.

Verfasser

Dr. Uwe Selig
Prof. Dr. Günter Schlungbaum
Universität Rostock
Institut für Ökologie, Angewandte Ökologie
Freiligrathstr., 7/8
D-18051 Rostock
e-mail: uwe.selig@biologie.uni-rostock.de

Uwe SELIG

Sedimentologische Untersuchungen am Tiefer See bei Güstrow: Nährstoffgehalte, Nährstoffbindungen und Porenwasseranalysen

Abstract

The chemical stratigraphy of sediment cores (10m) was used to document past anthropogenic impacts on the water quality of the lake Tiefer See in Mecklenburg-Pommern, North Germany. Dry weight, loss on ignition, carbon, nitrogen, phosphorus, iron, aluminium and P-binding were analysed. In the surface sediment (to 40 cm) dissolved nutrients were determined in the pore water.

Vertical stratification were only found in the upper 40 cm sediment. Oxidic P-binding play an unimportant role in the sediment overlying. Organic bound phosphorus is the dominant binding in the upper 40 cm. The highest phosphorus concentration was analysed in the depth 340cm not in the surface sediment. BD-SRP, NaOH-SRP and NaOH-NRP were the dominate phosphorus fraction in the deeper sediment cores. Anthropogenic impacts on the water quality were not found.

1 Einleitung

Sedimente als Gedächtnis der Gewässer liefern Aussagen über deren geschichtliche Entwicklung. Neben der Analyse verschiedener Organismengruppen wie Diatomeen und Ostracoden geben Nährstoff- und Metallgehalte Auskunft über die trophische Entwicklung der Gewässer (DIXIT et al. 1992, ENGSTROM et al. 1985, ROWELL 1996). Bei der Leitbildfindung, welche heute Grundlage vieler Bewertungsansätze für Gewässer ist, kann so ein Beitrag zur Definition des historischen und ökologischen Leitbildes geliefert werden. Gerade zur Fragestellung des ökologischen Leitbildes ist die Entwicklung der letzten 100-200 bzw. 2000 Jahre (Subatlantikum) von Bedeutung, da sich hier die wesentlichen anthropogenen Veränderungen vollzogen haben. Dabei kann die Gegenüberstellung von oligo-mesotrophen See und eu-polytrophen See aus einer geographischen Region Ansatzpunkte für Leitbildfindung und Sanierungs/ Restaurierungskonzepten liefern.

Sedimente sind aber nicht nur eine Stoffsenke, sondern auch ein interner Nährstoffpool, durch den eine Nährstoffversorgung möglich ist. Deshalb spielt die benthische Phosphorfreisetzung in den Nährstoffkreisläufen dimiktischen und poly-miktischen Seen eine große Rolle (BOSTROEM et al. 1985, SONDERGAARD et al. 1993). Aus diesem Grund hat die Reduzierung der externen Nährstoffeinträge für

viele Gewässer nicht die gewünschte Verbesserung der trophischen Situation erbracht. Restaurierungsmaßnahmen von Seen konzentrieren sich meist auf die Nährstoffentnahme bzw. Nährstoffstabilisierung im Sediment (MARSDEN 1989, JÄGER & KOSCHEL 1995). Entscheidend für den Umfang der P-Freisetzung sind die P-Bindung im Sediment (PENN et al. 1996, PETTERSON et al. 1988, SÖNDERGAARD et al. 1996), die Sauerstoffverhältnisse in den oberen Sedimentschichten, die mikrobiellen Umsetzungsprozesse in der oberen Sedimentschicht (GÄCHTER et al. 1988) und die Transportprozesse vom Sediment in den Wasserkörper.

2 Beschreibung des Untersuchungsobjektes

Der Tiefe See bei Dehmen liegt östlich der Stadt Güstrow in Mecklenburg-Vorpommern (Abb.1). Der See hat eine Seefläche von 15,9 ha und besitzt eine maximale Tiefe von 30,6 m (Abb.2).

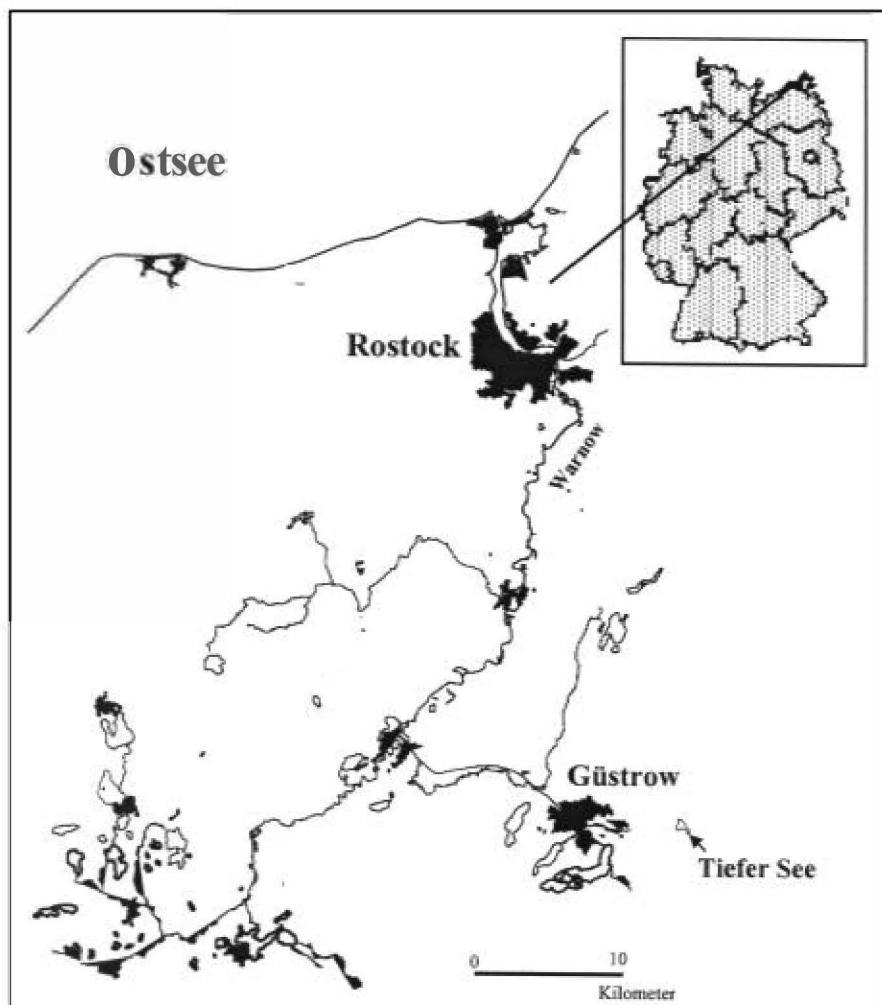


Abb. 1 Geographische Lage des Tiefen Sees in Mecklenburg-Vorpommern

Als mittlere Tiefe werden 10,66 m angegeben bei einem Seevolumen von 1692,3 m³ (MATHES 1998). Der See liegt mitten in einem kleinen Waldgebiet und besitzt keine Zu- bzw. Abflüsse. Durch das im Süden befindliche Armeegelände und die schlechte Erreichbarkeit (nur über Privatgelände möglich) war und wird dieser See kaum anthropogenen Belastungen bzw. Veränderungen ausgesetzt.

Der See besitzt über den Sommer eine stabile thermische Schichtung. Ab dem Juli treten im Hypolimnion anaerobe Verhältnisse auf und es kommt zum Anstieg der Ammonium- und Phosphatkonzentration über dem Gewässergrund. Auf Grundlage der Richtlinie der LAWA (Entwurf 1996) zur Gewässerbewertung stehender Gewässer wurde dieses Gewässer 1996 als mesotroph eingeschätzt. So wurden geringe Chlorophyllwerte, geringe Phosphorkonzentrationen und Phytoplanktonbiovolumina im Epilimnion gemessen. Die Untersuchungen im Hypolimnion (welche in die Bewertung nicht direkt einfließen) sowie das auftreten bestimmten Algenarten lassen eine Tendenz bzw. Entwicklung zu einem höheren trophischen Zustand (eutroph) vermuten.



Abb. 2 Tiefenkarte des Tiefen Sees (erstellt durch H.Hantke und O.W. Krüger Mai 1998)

3 Material und Methoden

Im April 1998 erfolgte die Untersuchung des Oberflächensedimentes bis zu einer Tiefe von 40 cm. Neben der in Tab.1 aufgeführten Parametern wurde im Porenwasser PO_4 , DOP (SELIG & SCHLUNGBAUM 2000a), NH_4 (RODHE & NEHRING 1979) und DOC (SUGIURA & SUZUKI 1988) analysiert.

Tabelle 1 Angaben der untersuchten Parameter und angewendeten Methoden

| Parameter | Einheit | Methode | Literatur |
|----------------------------|---------|---|---------------------------|
| Trockenmasse (TM) | % FM | Trocknung 105 °C | Schlungbaum(1979) |
| Organische Substanz (oTM) | % TM | Glühverlust 550 °C | Schlungbaum(1979) |
| KalkGehalt | % TM | Veraschung 900 °C | Czensny (1961) |
| Organ. Kohlenstoff (Corg.) | mg/g TM | CN-Elementaranalyse | Verardo et al. (1990) |
| Stickstoff (N) | mg/g TM | CN-Elementaranalyse | Verardo et al. (1990) |
| Phosphor(P) | mg/g TM | HCl-löslicher Anteil aus Glührückstand 550 °C | Andersen (1976) |
| Aluminium (Al) | mg/g TM | Komplexb. mit Chromazurrol-S im Acetatpuffer, Messung bei 546 nm | Dunemann & Schwedt (1984) |
| Eisen (Fe) | mg/g TM | Reduktion zu Eisen-(II), Messung als Ferro-Farbkomplexes bei 560 nm | Stookey (1970) |
| P-Bindungsfraktionen | µg/g TM | Chemische Extraktion mit verschiedenen Extraktionsmitteln | Psenner et al. (1984) |

Im Mai wurden dann aus einer Tiefe von 30 m Sedimentkerne als 2m Kernsegmente bis zu 10 m für palaeolimnische Untersuchungen entnommen.

Zur Analyse der Parameter C, N, P, Fe, Al und Kalkgehalt wurden jeweils 1cm Kernsegmente alle 5 cm analysiert. An 28 Proben erfolgten Untersuchungen zur P-Bindungsstruktur nach PSENNER et al. (1984). An weiteren 22 Proben erfolgten Pedostrumanalysen und mit Hilfe der ^{14}C -Messung eine grobskalige Zeitdatierung.

4 Ergebnisse

4.1 Untersuchung des Oberflächensedimentes

Die Untersuchungen des Oberflächensedimentes zeigten eine starke Anreicherung von organischer Substanz innerhalb der oberen zwei Zentimeter (Tab.2). Damit verbunden war auch eine starke Anreicherung der Makronährstoffe Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor (Tab.2/ Abb.3), mit denen auch eine gute Korrelation bestand (Tab.3). Nach den oberen zwei Zentimeter nahmen die Nährstoffgehalte sprunghaft ab (um ca. 20%). Im weiteren Verlauf bis zu einer Sedimenttiefe von 40 cm war kein weiterer tendenzieller Verlauf zu verzeichnen. Dabei lagen die Werte aber stets unter denen der oberen Sedimentschicht. Der anorganische Kohlenstoff (carbonatgebundener C) blieb bis 30 cm Tiefe konstant und war auch im Oberflächensediment nicht höher. Gleichzeitig konnte keine Veränderung des atomaren C/N-Verhältnis mit der Tiefe aufgezeigt werden.

Tabelle 2 Sedimentchemische Charakterisierung des Oberflächensedimentes

| Horizonte in cm | TM in% | oTM in% | C in% | Corg in% | Canorg. in% | N in% | Corg./N atomar |
|--------------------|--------|---------|-------|----------|----------------|-------|-------------------|
| 0-0,5 | 9,3 | 47,0 | 26,5 | 24,2 | 2,3 | 1,8 | 16,0 |
| 0,5-1 | 10,2 | 44,4 | 25,5 | 23,0 | 2,5 | 1,8 | 14,8 |
| 1-2 | 11,0 | 44,2 | 25,1 | 22,7 | 2,4 | 2,1 | 12,8 |
| 2-3 | 9,4 | 38,7 | 22,2 | 19,8 | 2,4 | 1,6 | 14,1 |
| 3-4 | 8,8 | 38,8 | | | | | |
| 4-5 | 9,5 | 35,7 | 20,9 | 18,5 | 2,4 | 1,6 | 13,3 |
| 5-6 | 8,2 | 34,3 | | | | | |
| 6-7 | 9,0 | 35,2 | | | | | |
| 7-8 | 8,3 | 32,3 | | | | | |
| 8-9 | 8,9 | 34,4 | | | | | |
| 9-10 | 11,5 | 34,7 | 20,8 | 18,3 | 2,5 | 1,1 | 19,8 |
| 14-15 | 9,8 | 29,4 | | | | | |
| 19-20 | 9,6 | 25,9 | 16,3 | 13,8 | 2,5 | 1,1 | 15,2 |
| 29-30 | 9,0 | 32,0 | 20,0 | 17,6 | 2,4 | 1,3 | 16,0 |
| 39-40 | 12,0 | 39,0 | 21,8 | 21,1 | 0,7 | 1,4 | 18,0 |

Obwohl sich der Gesamtphosphorgehalt mit der Tiefe ändert, konnten keine Veränderung in der P-Bindungsstruktur mit der Tiefe festgestellt werden. Die prozentuale Verteilung blieb weitestgehend konstant (Abb.3). Der Anteil des refraktären Phosphors (NaOHh) betrug zwischen 30-35% und ist für die interne Phosphorrücklö-

sung nicht relevant. Diese Fraktion stellte zusammen mit dem organischen Phosphor (NaOH-NRP) den größten P-Pool im Sediment da. Der Anteil des carbonatischen Phosphors (HCl-SRP) lag zwischen 10-15%. Der labile Phosphor (H₂O) und der reaktiv lösliche Phosphor (BD-SRP) waren prozentual sehr gering und nahmen zusammen einen Anteil von ca. 5% des TP ein.

Die Konzentrationen der gelösten Nährstoffe im Porenwasser zeigten den umgekehrten Verlauf gegenüber dem Gesamtnährstoffkonzentrationen (Abb.4). In den oberen Sedimentschichten wurden die geringsten Konzentrationen ermittelt. Während beim Ammonium eine permanente Zunahme mit der Tiefe erfolgte, kam es beim Phosphor und organischen Kohlenstoff nach einem Anstieg zu einer gleichbleibenden Konzentration über mehrere Sedimentschichten und bei 40 cm zu einem deutlichen Rückgang. Während zwischen dem Orthophosphat und dem Ammonium sowie DOC eine gute Korrelation nachgewiesen werden konnte, bestand diese nicht zwischen dem DOC mit den Parametern DOP und NH₄ (Tab.3).

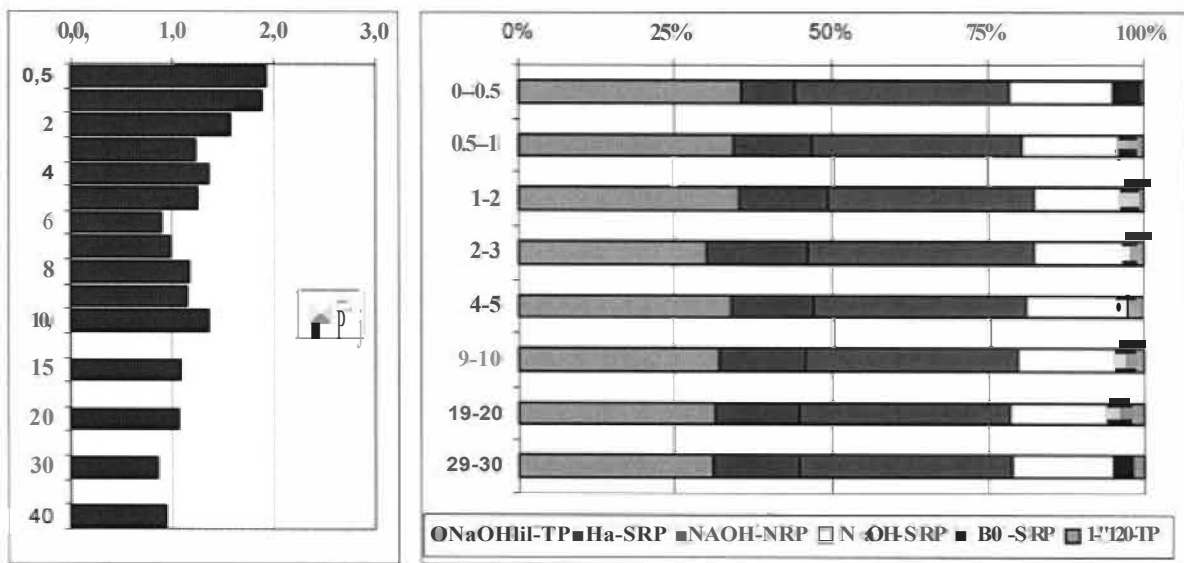


Abb. 3 TP-Gehalte und prozentuale Verteilung der P-Fractionen in den Sediment-schichten des Oberflächenskernes

Tabelle 3 Korrelationsanalysen der Nährstoffgehalte im Oberflächensediment (bis 40 cm) und Konzentrationen im Porenwasser

| Sediment | r | Porenwasser | r |
|-----------|------|----------------------------------|------|
| OTM/org.C | 0,99 | PO ₄ /NH ₄ | 0,79 |
| OTM/N | 0,84 | PO ₄ /DOC | 0,81 |
| Org.C/N | 0,80 | DOC/NH ₄ | 0,36 |
| OTM/P | 0,77 | DOC/DOP | 0,14 |
| Org. C/P | 0,72 | | |

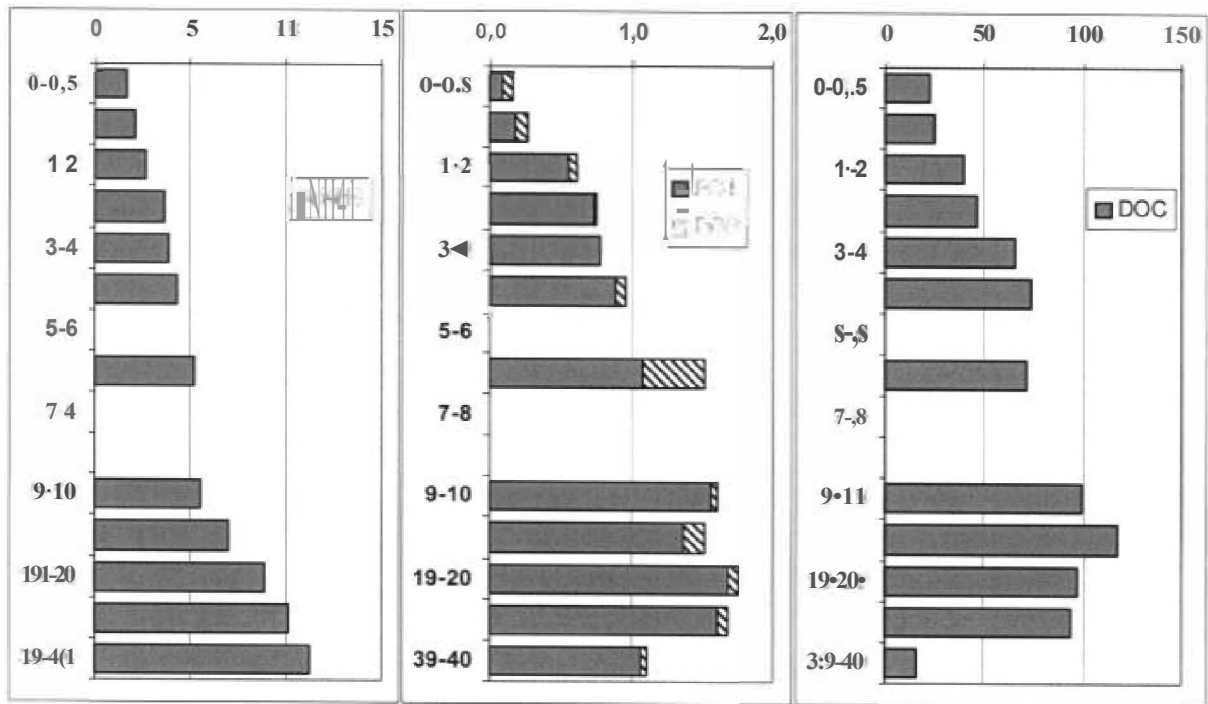


Abb. 4 Konzentrationen (mg/l) in Porenwasser der oberen Sedimentschichten

4.2 Untersuchung der Sedimentkerne bis 10m

Der Trockenmassegehalt, organische Trockenmassegehalt, Corg/N-Verhältnis veränderten sich bis zu einer Tiefe von 750 cm nur gering und wiesen keinerlei Tendenzen auf (Abb.5). Hier war sehr schlickiges Sediment (Algenmudde) mit hohen organischen Anteilen vorzufinden. Ab 800 cm lag dann mineralisches Sediment vor, welches als grauer Feinsand bzw. Mittelsand ansprechbar war (organischen Gehalte unter 3% TM). Ab 930 cm war wieder organisches Material vorzufinden, welches als Torf zu bezeichnen war.

In den Bereichen 120-160 cm sowie 220 bis 250 cm wurden höhere Kalkgehalte vorgefunden. Hier waren deutliche, feine Kalkschichten in den Sedimentkernen (Kalkmudde) sichtbar. Insgesamt war dieser Bereich durch eine gut sichtbare Schichtung geprägt.

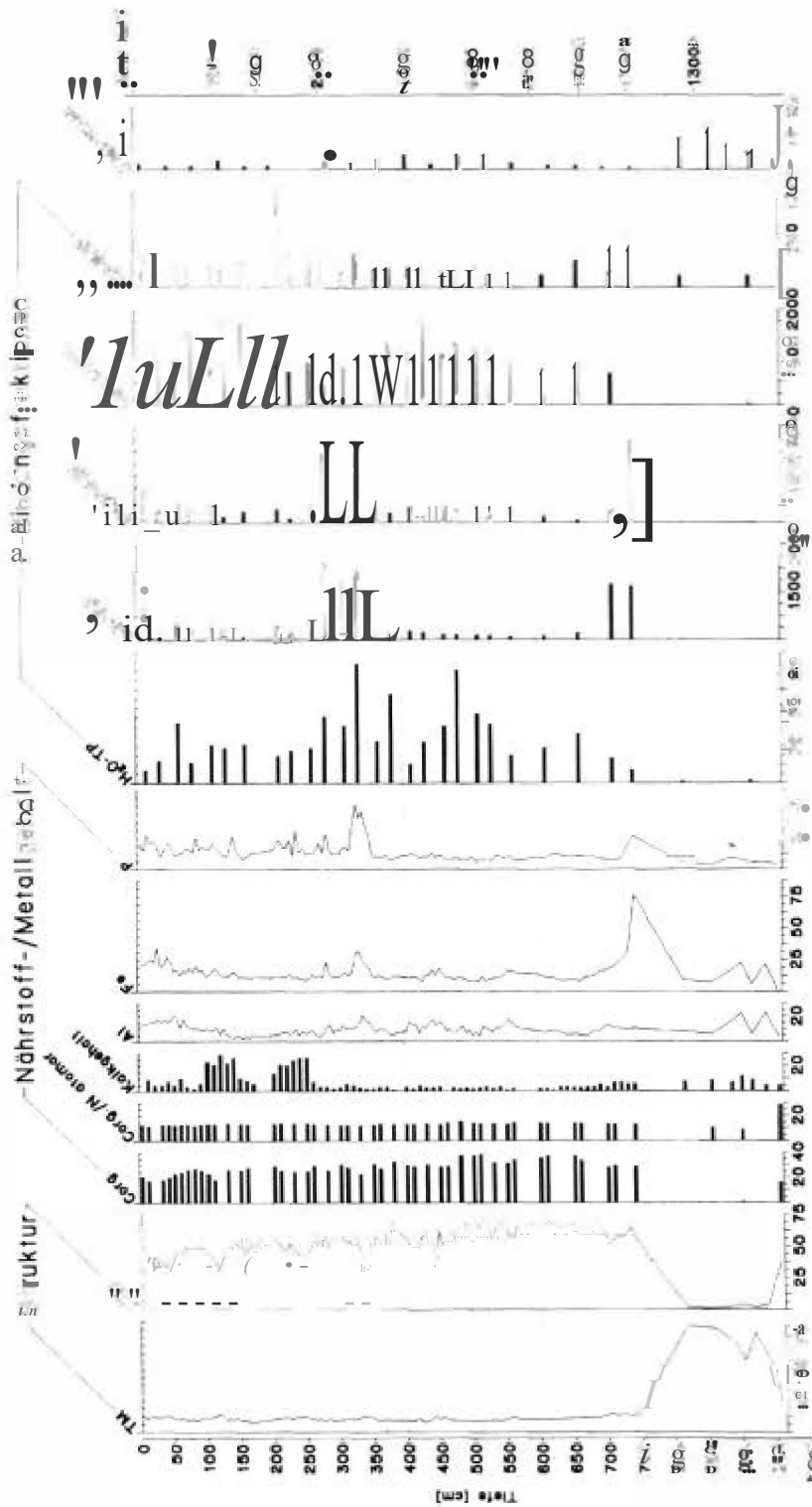


Abb. 5 Darstellung der untersuchten Parameter: TM in % FM, oTM, C_{org} und Kalkgehalt in % TM, C_{org}/N-Verhältnis als atomares Verhältnis, Al, Fe und P als mg/g TM, P-Bindungsfraktionen als µg/g TM

Bei den Phosphor-, Eisen- und Aluminiumgehalte war ein sehr wechselvoller, aber grafisch sehr ähnlicher Verlauf gegeben (Abb.5). Es konnten aber keine korrelativen Zusammenhänge zwischen diesen Parametern festgestellt werden. Ebenfalls konnte im Gegensatz zu dem untersuchten Sediment bis 40 cm Tiefe kein Zusammenhang zwischen $\sigma_{TM}/org.C$ mit dem Phosphor hergestellt werden. Bis zu einer Tiefe von 150 cm lag bei allen drei Parametern eine große Inhomogenität und starker Wechsel der Konzentrationen vor, danach folgte bis ca. 300 cm ein relativ homogener Verlauf bis zu einem starken Anstieg bei ca. 340 cm. Hier war der TP doppelt so groß wie im Oberflächensediment. Bis zu einer Tiefe von 720 cm waren dann wieder kaum Änderungen in den Konzentrationen festzustellen, vor allem der Phosphor blieb sehr stabil. Bei 740-750 cm kam es wieder zu einem starken Anstieg der Phosphor- und Eisenwerte, wobei gerade der Eisenpeak sehr stark ausgeprägt war (TP-Werte erreichten die Konzentrationen des Oberflächensedimentes).

Im feinsandigen Bereich (800-930cm) waren wieder geringere Gehalte vorzufinden, während in den darunterliegenden torfigen Sedimente die Werte wieder etwas anstiegen.

Die Summe der einzelnen Phosphorbindungsfraktionen wies einen analogen Verlauf wie der HCl-lösliche Gesamtphosphorgehalt auf. Der Verlauf der einzelnen Fraktionen unterschied sich aber. Die höchsten Konzentrationen des labilen, leicht extrahierbaren Phosphors (H_2O -TP) lagen im Bereich bei 350 cm bzw. 500 cm. Darunter waren dann deutlich geringere Konzentrationen vorhanden. Der reduktiv lösliche (eisengebundene) Phosphor (BD-SRP) sowie der sorptiv gebundene Phosphor (NaOH-SRP - hier wird auch der aluminiumgebundene Phosphor mit erfaßt) waren neben dem Oberflächenhorizont auch in den beiden Tiefenschichten vorzufinden, wo sehr hohe Gesamtphosphorkonzentrationen vorlagen. In diesen Tiefenschichten waren diese beiden Fraktionen auch die dominanten P-Pools.

Der organische Phosphor (NaOH-NRP) wies einen kurvenförmigen Verlauf auf, wobei die Maxima nicht mit denen des Gesamtphosphorgehaltes übereinstimmten. Im Gegensatz zu den untersuchten oberen 40cm war der organische Phosphor nicht in allen Tiefe die größte verfügbare P-Fraktion. Der carbonatgebundene Phosphor (HCl-SRP- auch als Apatitphosphor bezeichnet) wies bis auf zwei Maxima bei 220 cm (Kalkschichtungen) und 750 cm (P-Maxima) einen sehr homogenen Verlauf auf.

5 Diskussion

Es konnte kein vertikaler Gradient für die untersuchten Parameter in der Entwicklung der letzten 500 Jahre für diesen See aufgezeigt werden. Dieses würde der Theorie entsprechen, daß bei Tiefen See kaum anthropogene Belastungen vorlagen und es somit zu keine Beeinträchtigungen der natürlichen trophischen Entwicklung kam.

Deutlich höhere Nährstoffgehalte konnten in den oberen zwei Zentimeter des Sedimentes gegenüber den unmittelbar darunterliegenden Sedimentschichten ermittelt werden. Dieses Oberflächensediment unterschied sich aber nicht im C/N-Verhältnis und in der P-Bindungsstruktur von dem darunterliegenden Sediment. Frisch sedimentiertes Material (Präsediment) hat ein bedeutend niedrigeres C/N-

Verhältnis als das Sediment. Damit kann nicht davon ausgegangen werden, dass gerade der sehr hohe σ_{TM} in der 0-0,5 Sedimentschicht durch frisch sedimentierte Frühjahrsalgenblütenbiomasse geprägt wurde.

Während der Probenentnahme waren aeroben Bedingungen unmittelbar über dem Gewässergrund vorhanden, was auf eine aerobe Oberflächensedimentschicht schließen lässt. Allerdings ist bei einem σ_{TM} von 47% ein tieferes Eindringen des Sauerstoffes in das Sediment nicht anzunehmen, so dass die oxische Sperrschicht nur wenige Millimeter beträgt. Dieses kann auch als Grund dafür angenommen werden, dass die redoxsensitive P-Bindungsform (BD-SRP) keine Bedeutung hatte. Diese Bindungsform, welche während der Sommerstagnationsphase unter anaeroben Bedingungen freisetztbar ist, spielt in anderen dimiktischen Gewässern in der oberen 1cm Sedimentschicht durchaus eine bedeutende Rolle und kann ca. 20% des TP einnehmen (SELIG & SCHLUNGBAUM 2000b). In aeroben Oberflächensediment ist ebenfalls der sorptiv gebundene Phosphorgehalt höher, da die Sorptionskapazität unter oxischen Bedingungen größer ist (SCHLUNGBAUM 1982). Diese Fakten können auch als Ursache dafür angesehen werden, dass die P-Freisetzung im Hypolimnion im Tiefen See während der Sommerstagnation gering waren (1999 ca. 0,06 mg P/l am Ende der Stagnationsphase im Wasserkörper über dem Sediment). Im Oberflächensediment dominierte mit der NaOH-NRP Fraktion der organische Phosphor, was ein typisches Erscheinungsbild für Oberflächensedimente dimiktischer Seen darstellt (SONDERGAARD 1996). Andere prozentuale Verteilungen lagen dagegen in den zwei Tiefenbereichen vor, wo bedeutend höhere bzw. ähnlich große Phosphorkonzentrationen wie in der Oberflächensedimentschicht gemessen wurden. Hier dominierten die BD-SRP und NaOH-SRP-Fraktion.

GIESECKE (1999) fand bei seinen Untersuchungen im Schlaubetal die maximale Phosphorkonzentrationen bei 445 cm bzw. 1761 cm Tiefe. Bei seinen Untersuchungen der Phosphorfractionierung lag die redoxsensitive BD-SRP Fraktion meist über 20% in allen untersuchten Tiefen. Der Autor vermutet die Mitlösung von Calcium gebundenen Phosphor in der BD-Fraktion und bezieht sich dabei auf Untersuchungen von PETERSON et al. (1988). Bei den Untersuchungen am Tiefen See konnten keine Anhaltspunkte für diese Hypothese gefunden werden. Die zum Teil starke Dominanz der NaOH-SRP Fraktion führte GIESECKE (1999) auf das Vorhandensein von Vivianit zurück. Im Gegensatz zum Tiefen See konnte im Schlaubetal kein NRP-gebundener Phosphor in der NaOH-Fraktion nachgewiesen werden. Die untersuchten Metallgehalte in den einzelnen Fraktionen erbrachten bei GIESECKE (1999) einige widersprüchliche Ergebnisse zu den Aussagen der Methodenentwickler (PSENNER et al. 1984). So muß generell die Anwendbarkeit und Aussagekraft dieser Fraktionierungsergebnisse für tiefere Sedimentschichten in Frage gestellt werden, was aber nicht deren Aussagekraft für Oberflächensedimente negiert. Bedeutungsvoll bei den Untersuchungen paläolimnischer Sedimentkerne ist die Frage, in wieweit die Transport- und Lagerungsbedingungen ausreichend sind, die ursprüngliche Bindungsstrukturen zu erhalten. Eine sofortige Aufarbeitung ist bei diesen Probenumfängen nicht möglich.

Wie lassen sich nun diese hohen Phosphorgehalte sowie die ebenfalls beobachteten hohen Eisen bzw. Aluminiumgehalte in den zwei auffälligen Sedimentbereichen des Tiefen Sees erklären? Der See ist glazialen Ursprunges. Die sandigen Strukturen bei 800 bis 900 cm Tiefe dürften hier als geologischen "Marker" der gla-

zialen Prägung angenommen werden. Der sehr starke Anstieg der Gehalte unmittelbar danach (bei 750 cm) kann durch Erosions- bzw. Rutschungen durch die aufgetretenen Eisschmelze verursacht worden sein. Analoges gilt auch für die hohen Gehalte bei 340 cm, wobei hier erstmal keine Kenntnisse über die möglichen Ursachen dieser erosiven Ereignisse vorliegen. Folgende Fakten belegen die Theorie, das hier Erosionserscheinungen vorlagen:

- Es liegen höheren zeitlichen Differenzen (breitere Banden zwischen den Jahresangaben) während dieser Zeit vor, welche nicht durch Sedimentationsprozesse hervorgerufen sein können.
- der Hauptanteil des Phosphors liegt als sorptiv-, aluminium- und eisengebundenen Phosphor vor (BD-SRP und NaOH-SRP), was für allochthone partikuläre Einträge spricht. Ansonsten dominiert der organische Phosphor im Sediment des TiefenSees.
- hohe Aluminiumgehalte gelten allgemein als ein Indiz für Erosionserscheinungen.

Zusammenfassung

Die Untersuchungen der Nährstoffe- und Metallgehalte sowie Nährstoffbindungsformen konnten keine Veränderungen in den letzten 500 Jahren aufzeigen, welche anthropogenen Ursprunges sind. Somit könnte dieser See ein geeignetes Vergleichsobjekt gegenüber stark belasteten Gewässern darstellen. Weitere Analysen der Schwermetallgehalte sowie Untersuchungen auf Organismenebene (Diatomeen bzw. Ostracoden - hier sind die Arbeiten noch nicht abgeschlossen) ergänzen dann die vorliegenden Daten.

In der oberen zwei Zentimetersedimentschicht wurden bedeutend höhere Gesamtnährstoffkonzentrationen ermittelt als in den unmittelbar darunterliegenden Schichten ermittelt. Es konnten aber keine Unterschiede im GIN-Verhältnis und in den P-Bindungsformen festgestellt werden. Oxische P-Bindungen spielen auch während der Vollzirkulation keine Rolle im Oberflächensediment, was als Ursache für die geringen P-Freisetzungen während der Stagnationsphase angenommen werden kann.

Die höchsten Phosphorkonzentrationen wurden nicht im Oberflächensediment, sondern in tieferen Sedimentschichten bei ca. 340 cm gefunden. Als Ursache dafür werden Erosionseinträge angenommen. Die P-Bindungsanalysen belegen, daß es sich dabei durchaus um unter gewässerrelevanten Bedingungen wieder freisetzbaren Phosphor handelt. Dieser Fakt ist für mögliche Restaurierungsmaßnahmen sehr bedeutungsvoll.

Danksagung

Für die Entnahme der Sedimentkerne und Bereitstellung der entsprechenden Technik danke ich Herr Dr. B. Scharf vom UFZ Magdeburg. Die ¹⁴C-Analysen wurden von Prof. Dr. P. M. Grootes vom Leibnitz Labor für Altersbestimmung der Universität Kiel bereitgestellt. Herrn Dr. W. Dörfler vom Institut für Ur- und Frühgeschichte der Universität Kiel danke ich für die Bereitstellung der Pediastrumanalysen.

Frau Dipl.-Biol. A. Schwarz bin ich für die Unterstützung bei der grafischen Aufarbeitung der Daten sehr dankbar.

Dem Umweltministerium des Landes Mecklenburg-Vorpommern danken wir für die Gewährung eines Kostenzuschusses für die Durchführung der Probeentnahme im Tiefen See.

Literatur

- ANDERSEN, J. M. (1976). An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. - *Wat. Res.* 10: 329-331.
- BOSTROEM, B.; JANNSON, M. & FORSBERG, C. (1985). Internal nutrient loading in a eutrophic lake, reflected in seasonal variations of some sediment parameters. *Verh. 1. Internat. Verein. Limnol.*, 22: 3335-3339.
- CZENSNY, R. (1961). *Wasser-, Abwasser und Fischereichemie*. VEB Dt. Verlag für Grundstoffindustrie, Leipzig.
- DIXIT, S.S.; SMOL, J.P.; KINGSTON, J.C. & CHARLES, D.F. (1992). Diatoms: powerful indicators of environmental change. *Environ. Sci. Tech.* 26: 23-32.
- DUNEMANN, L. & SCHWEDT, G. (1985). Zur Analytik von Elementbindungsformen in Bodenlösungen mit Gelchromatographie und chemischen Reaktionsdetektoren. *Fres. Z. Anal. Chem.* 317: 394-399.
- ENGSTROM, D.R.; SWAIN, E.B. & KINGSTON, J.C. (1985). A palaeolimnological record of human disturbance from Harvey's Lake, Vermont: geochemistry, pigments and diatoms. *Freshw. Biol.* 15: 261-288.
- GÄCHTER, R.; MEYER, J.S. & MARES, A. (1988). Contribution of bacteria to release and fixation of phosphorus in lake sediments. *Limno. Oceanogr.*, 33/6: 1542-1558.
- GIESECKE, T. (1999). *Pollenanalytische und sedimentchemische Untersuchungen zur natürlichen und anthropogenen Entwicklung im Schaubetal*. Diplomarbeit, Humboldt-Universität zu Berlin, Fachbereich Geographie: 97 Seiten.
- JAEGER, D. & KOSCHEL, R. (1995). *Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer*. *Limnologie Aktuell* Band 8, Gustav Fischer Verlag: 330 Seiten.
- MARSDEN, M.W. (1989). Lake restoration by reducing external phosphorus loading: the influence of sediment phosphorus release. *Freshwater Biology* 21: 139-162.
- MATHES, J. & MITARBEITER (1998). *Seenprojekt Mecklenburg-Vorpommern: Datenzusammensetzung und Datenspeicherung von Seen MV*, unpubl..
- PENN, M.R.; AUER, M.T.; van ORMAN, E.L. & KORIENEK, J.J. (1995). Phosphorus diagenesis in lake sediments: investigations using fractionation techniques. *Mar. Freshwater Res.*, 46: 89-99.
- PETTERSON, K.; BOSTRÖM, B. & JACOBSEN, O. (1988). Phosphorus in sediments - speciation and analysis. *Hydrobiologia* 170: 111-115.
- PSENNER, R.; PUCSKO, R. & SAGER, M. (1984). Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorbindungen von Sedimenten - Versuch einer Definition ökologisch wichtiger Fraktionen. *Arch. Hydrobiol. Seih.* 30: 25-41.
- ROHDE, K.H. & NEHRING, D. (1979). Ausgewählte Methoden zur Bestimmung von Inhaltsstoffen im Meer- und Brackwasser. *Geodätische und Geophysikalische Veröffentlichungen, Reihe 4,24*: 35-37.
- ROWELL, H.C. (1996). Palaeolimnology of Onondaga Lake: the history of anthropogenic impacts on water quality. *Lake and Reserv. Manage.* 12(1) : 35-45.

- SCHLUNGBAUM, G. (1979). Untersuchungen über die Sedimentqualität in den Gewässern der Darß-Zingster Boddenkette unter besonderer Berücksichtigung der Stoffaustauschprozesse zwischen Wasser und Sediment. Habilitationsschrift, Universität Rostock, Fachbereich Biologie.
- SCHLUNGBAUM, G. (1982). P-Sorptionsgleichgewichte zwischen Sediment und Wasser in flachen eutrophen Küstengewässern. *Acta hydrochim. Hydrobiol.* 10/2: 135-152.
- SELIG, U. & SCHLUNGBAUM, G. (2000a). Vergleichende Untersuchungen zwischen einem dimiktischen und einem polymiktischen See in MV: gelöste und partikuläre Nährstoffe im Pelagial. *Rostock. Meeresbiolog. Beitr.* 9.
- SELIG, U. & SCHLUNGBAUM, G. (2000b). Benthic phosphorus release in a mesotrophic dimictic lake during summer stratification. *Hydrobiologia*. In Vorb.
- SØNDERGAARD, M.; KRISTENSEN, P. & JEPPESEN, E. (1993). Eight years of internal phosphorus loading and changes in the sediment phosphorus profile of Lake Sobygaard, Denmark. *Hydrobiologia* 253: 345-356.
- SØNDERGAARD, M.; WINDOLF, J. & JEPPESEN, E. (1996). Phosphorus fractions and profiles in the sediment of shallow danish lakes as related to phosphorus load, sediment composition and lake chemistry. *Wat. Res.* 30(4): 992-1002.
- STOOKEY, L.L. (1970). Ferrozine - a new spectrophotometric reagent for iron. *Anal. Chem.* 42/7: 779-781.
- SUGIMURA, Y. & SUZUKI, Y. (1988). A high temperature catalytic oxidation method for the determination of non-volatile dissolved organic carbon in seawater by direct injection of a liquid sample. *Mar. Chem.* 24: 105-131.
- VERARDO, D.J.; FROELICH, P.N. & MCINTYRE, A. (1990). Determination of organic carbon and nitrogen in marine sediments using Carlo Erba NA-1500 Analyser. *Deep Sea Research* 37: 157-165.

Verfasser

Dr. Uwe Selig
Universität Rostock
Institut für Ökologie, Angewandte Ökologie
Freiligrathstr. 7/8
D-18051 Rostock

e-mail: uwe.selig@biologie.uni-rostock.de

Bernd KWIATKOWSKI, Günter SCHLUNGBAUM, Elmar GRABERT

Sedimentgütebewertung in hocheutrophen Gewässern mit Hilfe der ARAS SensorBSB Technik

In gekürzter Form als Vortrag auf der Tagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL) im September 1999 in Rostock gehalten

Abstract

The sediment oxygen demand is an important parameter for marking of the aquatic ecosystems. But it isn't taken into consideration sufficiently within modern evaluation systems of water. The measuring device ARAS SensorBSB enables a rapid determination of the biochemical oxygen demand. First extensive examinations for the application of the measurement system for the definitions of the SOD are presented in this article. Comparisons with classical methods occur with it. It is shown with the example "remedial action of the lake in Neustadt" that such a measurement system can be used profitably. Finally possibilities and limits of using of the ARAS SensorBSB in the aquatic ecology will be discussed.

1 Die Einbeziehung der Sedimente innerhalb moderner Gewässerbewertungssysteme

Eine gesicherte, naturwissenschaftlich fundierte Bewertung der Beschaffenheit von Gewässern erfordert die Einbeziehung der Sedimente. Dabei ist zu berücksichtigen, daß Sedimente durch Wechselwirkungen mit dem überstehenden Wasser den Wasserkörper sowohl nach qualitativen und quantitativen als auch nach räumlich/zeitlichen Gesichtspunkten beeinflussen.

Für hocheutrophe Gewässer ist die Wirkung des Sedimentkomplexes auf den Sauerstoffhaushalt von grundlegender Bedeutung, weil aerobe und anaerobe Bedingungen die Stoffkreisläufe und Energieflüsse unterschiedlich beeinflussen. So schließen sich gute Gewässerqualitäten und große Schlammakkumulationen in aquatischen Systemen grundsätzlich aus.

Die bisher üblichen Bewertungsverfahren berücksichtigen die Sedimente in der Regel nicht oder integrieren die Sedimentqualität nur indirekt über Sauerstoffkonzentrationsbestimmungen des Wasserkörpers:

- z. B. enthält die neue LAWA-Richtlinie (1998) für die Klassifikation der stehenden Gewässer weder die Sauerstoffverhältnisse noch die Sedimentstruktur
- z. B. gibt es erst jetzt Bemühungen die Fließgewässerklassifizierung nach dem Saprobiensystem durch eine parallel zu führende Sedimentaufnahme zu stützen (vgl. Gewässergüteatlas als Kartenanhang), vgl. FRIEDRICH (1997)
- lediglich in dem aus dem Jahr 1987 stammenden Bewertungsansatz für innere Küstengewässer in Mecklenburg-Vorpommern gehören die Verteilung und Qualitäten unterschiedlicher Sedimentstrukturen zur Bewertungsgrundlage. Gerade für die flachen, inneren Küstengewässer der südlichen Ostsee mit ihrer hohen Primärproduktion (PANKOW, 1994 und SCHIEWER, 1994) und den durch Aggregation begünstigten Absinken organischen Materials hat die Sauerstoffzehrung des Sediments eine große Bedeutung. Die Aufnahme von für Routinebestimmungen von Leistungsparametern der Sedimente ist für die Bewertung unbedingt erforderlich. Die Sedimentsauerstoffzehrung ist dafür durchaus geeignet, neben Strukturgrößen zur komplexen Aussagebestimmung.

Eine neue Qualität der Diskussion zu Gewässerbewertungsstrategien wird mit der kommenden EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) fokussiert. Hier soll die bisher bestehende Mehrgleisigkeit des europäischen Wasserrechts auf einen ökosystemaren Ansatz geführt werden.

Dabei wird das Gewässer als Einheit, d.h. Wasserkörper, Gewässerboden (Sedimente) mit den jeweiligen lebensraumtypischen Biozöosen und Umfeld, betrachtet. Aquatische Biotope sollen nicht durch administrative sondern durch natürliche Gegebenheiten abgegrenzt bzw. definiert werden (z. B. als Flußgebietseinheiten) (EU 9710/98 / EU 6404/99).

Dieser, aus ökosystemarer Sicht sicher zu begrüßende Ansatz, erfordert jedoch Anstrengungen bei der Konzeptionierung von aussagefähigen und ausführbaren Bewertungsverfahren, realisiert durch entsprechende Monitoringprogramme.

Insbesondere die für die künftige EU-Wasserrahmenrichtlinie vorgeschlagene Parameterbreite sowie die Meßhäufigkeit stehen jedoch noch in der Diskussion. SCHLUNGBAUM (1999) erachtet speziell für die Küstengewässer mit ihren großen räumlichen/zeitlichen Variabilitäten aller Kriterien (vgl. hierzu u.a. SCHLUNGBAUM et al., 1994a/1994b sowie SCHLUNGBAUM und BAUDLER, 1999a/1999b) eine höhere Meßdichte, realisiert in speziellen Monitoringprogrammen für notwendig.

Außerdem sieht er die Notwendigkeit den für die flachen Küstengewässern besonders wichtigen Sedimentkomplex mit in das Bewertungssystem mit einzubeziehen (besonders in Tab. 5b der EU 9710/98 / EU 6404/99 bzw. Anhang IV -bei SCHLUNGBAUM, 1999). Diese Forderung betrifft Strukturparameter, aber auch Kenngrößen zur Spezifizierung einer Prozeßdynamik.

Als nicht hinreichend wird aber jene Vorgehensweise angesehen, die die aktuelle Sauerstoffkonzentration des Wasserkörpers als Nachweis bzw. indirektes Bewertungskriterium der Sedimentaktivität diskutiert.

Ein ähnlicher wissenschaftlicher Disput zur Beschreibung und Wertung des Sauerstoffhaushaltes innerhalb der WRRL existiert auch für stehende Gewässer (Gewässertyp: See), vgl. hier SCHLUNGBAUM und KRECH (1999).

Im hier vorliegenden Beitrag soll eine Meßtechnologie und ihre Anwendbarkeit vorgestellt werden, die die Erfassung des Sedimentsauerstoffbedarfs ermöglicht. Es wird gezeigt werden, daß diese Zehrleistung als potentielle Zehrung zu diskutieren ist. Dabei werden zunächst Ergebnisse zur Applizierung des Meßsystems für Fragestellungen bei Sedimentuntersuchungen vorgestellt bevor dann ein Fallbeispiel näher vorgestellt wird. Letzlich werden dann Rückschlüsse zu Möglichkeiten und Grenzen der Anwendbarkeit des Meßsystems im Forschungsbereich der aquatischen Ökologie gezogen.

2 Das Sauerstoffzehrungsmeßsystem ARAS SensorBSB

Im Bereich der Wasser- und Feststoffanalytik sind auf Grund der Notwendigkeit der Beurteilung der Schädlichkeit aber auch Nützlichkeit (Düngewirkung) von Abwässern schon seit der Jahrhundertwende analytische Verfahren zu deren Kennzeichnung bekannt (MALZ, 1999). Bereits in den Einleitungsstandards der Royal Commission (1870 und 1886) wird dabei der chemischen und biologischen Oxidierbarkeit von Wässern eine entscheidende Rolle zugewiesen.

Auch heute noch ist der biochemische Sauerstoffbedarf (BSB) eine wichtige Bewertungsgröße in der Wasseranalytik. Jedoch ist die unzureichende Reproduzierbarkeit und vor allem die relativ lange Bestimmungsdauer von fünf Tagen problemhaft (z.B. RIEDEL und UTHEMANN, 1994).

Gerade im Bereich der effektiven Steuerung von Kläranlagen mittels online-Technik sind schnelle Meßergebnisse erwünscht, um ein unmittelbares Reagieren auf Abwasserströme zu ermöglichen. KAYSER (1999) empfiehlt daher die Anwendung des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) für die Bemessung und Prozeßführung von Kläranlagen - andere Autoren halten die Einbeziehung einer Komponente, die die biologischen Oxidierbarkeit erfaßt, für unverzichtbar.

Aus oben genannten Gründen hat die Firma Dr. Bruno Lange GmbH, Berlin/Düsseldorf ein Meßsystem entwickelt, das den herkömmlichen BSB ersetzen bzw. ergänzen soll. Dieses Gerät (ARAS SensorBSB) basiert auf Biosensortechnik.

Biosensoren stellen eine direkte Kombination von biologischen Komponenten einerseits mit physikalischen Meßmethoden andererseits dar. Dadurch vereinigen sie in sich die Spezifität biologischer Systeme mit der Nachweisempfindlichkeit und guten Auswertbarkeit physikalischer Methoden. Die biochemische Information von Substraten wird in ein physikalisch quantifizierbares, vorzugsweise elektrisches Signal umgewandelt (RIEDEL et al., 1990). Bei der Signalumwandlung können verschiedene Verfahren zum Einsatz kommen. So werden z.B. amperometrische und potentiometrische Elektroden, Thermistoren und optoelektronische Detektoren eingesetzt. Die biologische Komponente können Enzyme, Organellen, Zellen und Antikörper sein. Aus der Kombination dieser unterschiedlichen Verfahren entstehen verschiedene Biosensoren; ein großes Substratspektrum ist erfassbar (SCHELLER et al., 1992).

Eine ausführliche und äußerst schlüssige Darstellung der Problematik gibt HALL (1995). Eine kurze Übersicht soll Abbildung 1 vermitteln.

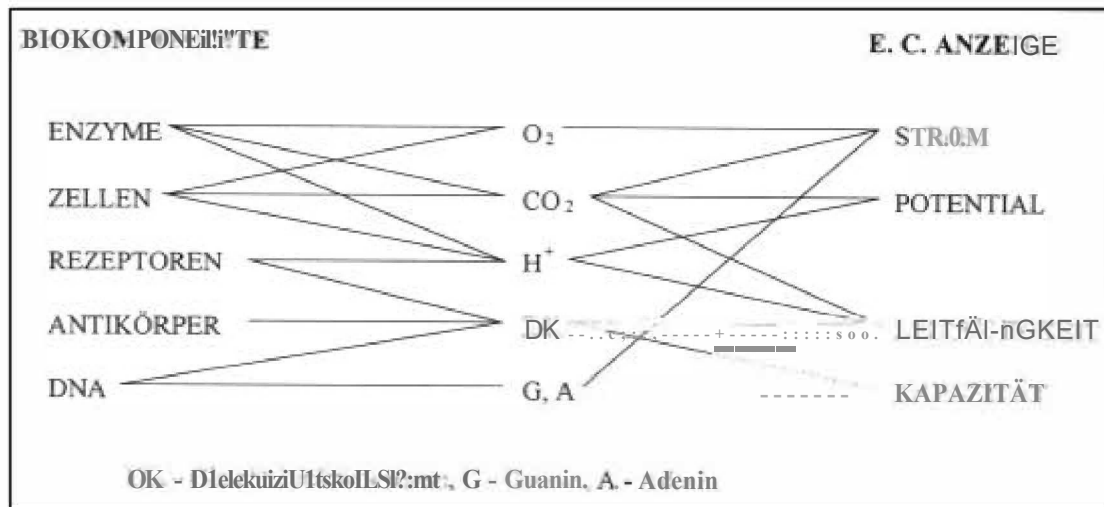


Abb. 1 Unterschiedliche biologische und physikalische Komponenten in ihre variablen Zusammensetzung (SCHELLER et al., 1992)

Die Hauptanwendung von Biosensoren liegt heute auf dem Gebiet der medizinischen Diagnostik. Eine starke Nutzung wird im Bereich der Lebensmittelanalytik und im Umweltschutz erwartet. Zur Zeit besteht noch ein starkes Mißverhältnis zwischen den zahlreichen in der Forschung entwickelten und publizierten Problemlösungen einerseits und denen auf dem Markt angebotenen bzw. etablierten Biosensoren andererseits (HALL, 1995; GRABERT, 1999).

Das ARAS SensorBSB Meßsystem vereinigt eine amperometrische Sauerstoffelektrode und zwei Mikroorganismenstämme (Mikroorganismen: *Rhodococcus erythropolis* und *Issatchenkia orientalis*). Eine genaue Beschreibung des Meßsystems mit schematischer Schnittzeichnung des Biosensors erfolgte in dieser Schriftenreihe (KWIATKOWSKI, SCHLUNGBAUM und GRABERT, 1996). An dieser Stelle soll jedoch auf die Anforderungen hingewiesen werden, die an einen derartigen Biosensor gestellt werden (nach RIEDEL, 1993a/b):

- Mikroorganismen dürfen nicht pathogen sein
- Immobilisierbarkeit in einem Biosensorkopf muß gegeben sein
- Erkennung eines möglichst breiten Substratspektrums
- Lagerstabilität eines inaktivierten Kopfes
- Funktionsstabilität über einen größeren Zeitraum.

Prinzipiell ähnliche Geräte werden auf dem Markt durch die Firmen AUTO-TEAM GmbH (BODYpoint) und Prüfgerätewerk Medingen GmbH (BSB-Modul) angeboten (RIECHERT et al., 1995). Nach GRABERT (1999) haben sich diese beiden letztgenannten Meßsysteme nicht durchsetzen können.

Die kurze Meßzeit des Systems (einige Minuten pro Probe) ist zu begrüßen (schnelle Ergebnisse, hoher Probendurchsatz, keine längerzeitige Belastung des Sensors mit toxischen Proben, keine Sättigungserscheinungen der Mikroorganismen), bringt aber eine Eingrenzung der Erfäßbarkeit des Substratspektrums auf leicht veratembare, organische Verbindungen mit sich, da eine extrazelluläre Aufspaltung von Makromolekülen in dieser Meßzeit nicht möglich ist (SCHLUNGBAUM und KWIATKOWSKI, 1997).

3 Applizierung des Meßsystems zur Sauerstoffzehrungsmessung von Sedimenten

Im Gegensatz zu den nach DIN (Deutsches Institut für Normung) vorgegebenen Verfahren zur Bestimmung des Sauerstoffbedarfs von Wasserproben (Biochemischer Sauerstoffbedarf - DIN38409 H51, Sauerstoffzehrung - DIN 38409 H52, Chemischer Sauerstoffbedarf - DIN) hat sich für die Bestimmung des Sedimentsauerstoffbedarfs bisher kein allgemein gültiges Verfahren durchgesetzt (KWIATKOWSKI, 1996).

In der Gewässerökologie spielt diese Komponente des Sauerstoffhaushaltes oftmals eine große Rolle, zu erinnern sei hier an Nährstofffestlegungs- und freisetzungsreaktionen, gesteuert über aktuelle Redoxsituationen, sowie an die vom Sauerstoffgehalt abhängige qualitative und quantitative Zusammensetzung benthaler Lebensgemeinschaften. Nach Schlungbaum (1979) haben gerade der Wechsel von aeroben/anaeroben Bedingungen an der Sedimentoberfläche eine enorme Bedeutung für die Ausbildung von Sorptionsgleichgewichten des Phosphors im/am Sedimentkomplex der flachen (inneren) Küstengewässer.

Vor diesem Hintergrund sollen hier Ergebnisse zur Applizierung des Meßsystems ARAS SensorBSB zur Ermittlung des Sedimentsauerstoffbedarfs diskutiert werden. Hierbei steht im Vordergrund die organischen Bestandteile des Sediments (TOC) in Lösung zu bringen und makromolekulare Verbindungen so aufzuspalten um sie dem Biosensor des Meßsystems zugänglich zu machen. Dabei wurde eine modifizierte heiß-saure Hydrolyse angewendet.

Bei Arbeiten zu methodischen Fragestellungen ist es im allgemeinen üblich mit Standardsubstanzen vorzugehen. Jedoch ist zu beachten, daß im Bereich von Sedimentuntersuchungen kein allgemein zu verwendendes Standardmaterial gibt und auch nicht geben kann (BfG-Tagung, 1997: Referenzmaterialien bei Böden und Sedimenten). Hier ist der Ansatz eine genügend große Menge eines bestimmten, natürlichen Sedimentes zu trocknen und durch Mahlvorgänge möglichst homogen zu gestalten. Später erfolgt eine entsprechende Konservierung und eine genaue Bestimmung von wichtigen kennzeichnenden Parametern.

Dieser Ansatz wird für die hier beschriebenen Untersuchungen teilweise übernommen. Es ist aber zu bedenken, daß bei der Nutzung des ARAS Systems mit Frischsedimenten, die nicht unbegrenzt konservierbar sind, gearbeitet wird. Daher wird die Vorgehensweise der Referenzbetrachtung modifiziert: Es wird eine genügend große Menge Frischsediment dem Gewässer entnommen und anschließend mit bekannten sedimentologischen Untersuchungen sehr genau charakterisiert (Pkt.

B Abb. 3). Bei der Probenahme erfolgt eine genaue Aufnahme von relevanten Standortparametern. Dann wird das Frischsediment mit unterschiedlichen Hydrolyseverfahren vorbehandelt. Eine Kurzübersicht zu der beschriebenen Vorgehensweise liefert Abbildung 2.

Da aus verschiedenen Voruntersuchungen bekannt ist, daß der organische Gehalt der Sedimente nach unterschiedlichen Hydrolysebedingungen bzw. Einwägen verlangt, wird bei den Bestimmungen von drei Bereichen von Sedimenten ausgegangen.

Außerdem erfolgen vergleichende Messungen mit bekannten Meßmethoden (Karlsruher Ansätze und Inkubationskerne); hierbei ist aber zu berücksichtigen, daß keine absolute Vergleichbarkeit der verschiedenen analytischen Methoden gegeben ist, da die Angabe von Meßergebnissen mit Masse/Volumen-Bezug oder als Flächenbezug (Gewässer) möglich ist.

Der ARAS SensorBSB wird hingegen als neues Gütekriterium und dabei als *potentieller O₂-Zehrbeitrag* zu verstehen sein.

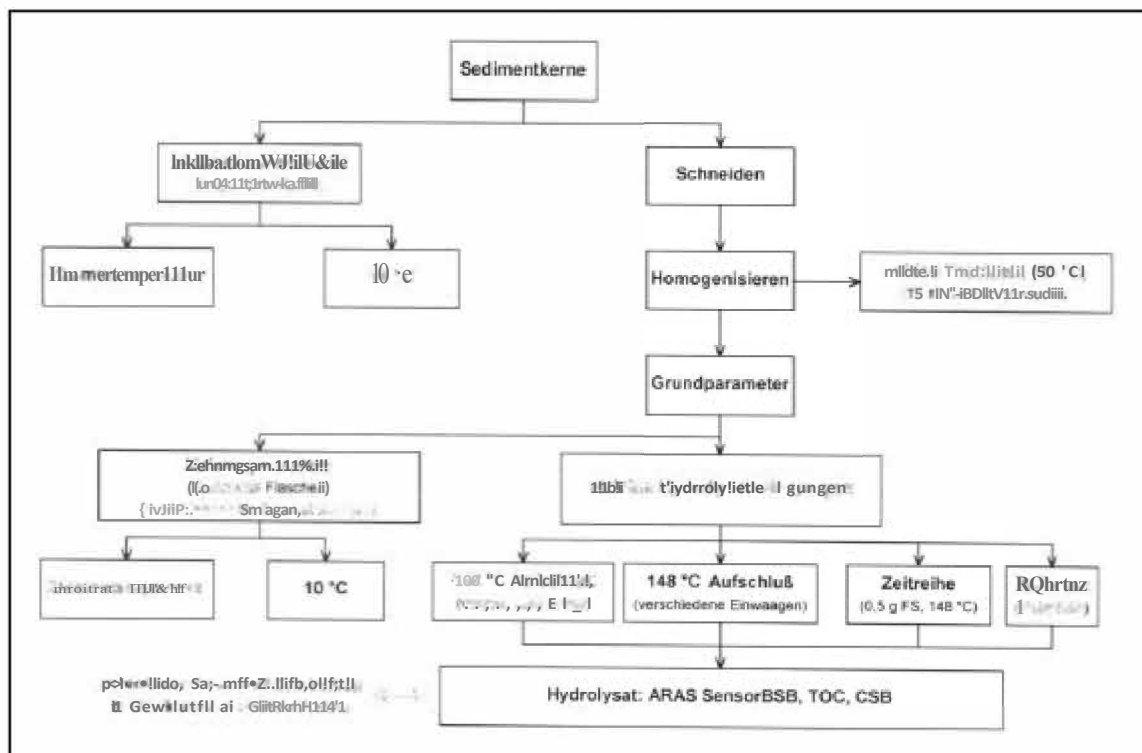


Abb. 2 Experimentelle Ansätze

Programm Standardisierung/Normierung

- - Arbeitsweg/Stufenplan -

A Probenmaterial

3 Sedimente - aus der Boddenkette

1: mineralisch

ca. 2-3 % organischer Gehalt

2: sandig

ca. 10-15% organischer Gehalt

3: (sehr) schlammig

ca. 25-30 % organischer Gehalt

B Grundparameter

Wassergehalt, Trockenmasse, organischer Gehalt

C, N, C/N; Differenzierung in anorg. C und org. C

Korngröße

IW + Nährstoffe

HCl - Asche Aufschluß - P-Gesamt; evtl. weitere typische Ionen

Sedimentoberfläche oxidisch/anoxisch

Fotos von Sedimentkernen

Standortparameter

Inkubationsversuche (Karlsruher Flaschen + ungestörte Kerne) - als vgl.

Labormethode

C variable Hydrolysebedingungen

1: Hydrolyse mittels Heizplatte (wie bisher, als Referenz)

2: Druckhydrolyse Thermostat

2a: verschiedene Sedimenteinwaagen {z.B. 0,3 g; 0,5 g; 1,0 g; 1,5 g} + 10 ml A. dest)

2b: verschiedene Temperaturen (20°C, 100°C, 148°C)

2c: verschiedene Reaktionszeiten (0 min, 30 min, 60 min, 120 min, 240 min)

2d: verschiedene Säurezugaben (HCl-Volumina)

Immer vom Hydrolysat zu bestimmen:

TC/IC

ARAS SensorBSB

CSB vom Hydrolysat

Abb. 3 Übersicht über Vorgehensweise bei der Standardisierung und Normierung

3.1 Ergebnisse der Inkubationsversuche und Karlsruher Flaschen-Zehransätze (858-Ansatz)

Die vorgestellten Ergebnisse gelten beispielhaft für einen untersuchten Sedimentbereich (Abb. 3 Punkt A). Das Sediment war durch folgende Grundparameter gekennzeichnet:

| | |
|---------------------------------------|----------|
| Wassergehalt in % Frischmasse: | 48,6 % |
| Trockenmasse in % Frischmasse: | 51,3 % |
| organischer Gehalt in % Trockenmasse: | 3,7 % |
| mittlere Korngröße: | 0,151mm |
| Sedimentoberfläche der Kerne: | aerob |
| verwendete Horizonte (3-18 cm): | anaerob. |

3.1.1 Sauerstoffzehrung ungestörter Sedimentkerne (Inkubationsversuche) (Temperatureinfluß an ungestörten Kernen)

Zielsetzung: parallel zu den Zehrungsanalysen des ARAS SensorBSB soll mit üblichen laboranalytischen Meßverfahren die Sedimentsauerstoffzehrung ermittelt werden; dabei werden die Sedimentkerne bei zwei Temperaturstufen inkubiert; die Angabe der Zehrung ist in $\text{mg O}_2 \times \text{m}^{-2} \times \text{h}^{-1}$ möglich (Flächenbezug)

Versuchsführung: Ein ungestörter Sedimentkern wurde bei Zimmertemperatur, ein weiterer Kern bei ca. 10 °C inkubiert.

Beide Kerne waren oberhalb der Wassersäule verschlossen, so daß kein Gasaustausch mit der Atmosphäre erfolgen konnte. Die Wassersäule über beiden Sedimentkernen betrug 19 cm.

Die Inkubation erfolgt im dunkeln. Messungen des Sauerstoffgehaltes erfolgen in stündlichen/mehrständlichen Abständen; Startpunkt= t_0 : 20.10.1998, 11.45 Uhr. Abbruchkriterium: O_2 -Gehalt unter 1mg/l.

Ergebnisse: Die Darstellung der Ergebnisse erfolgt tabellarisch und grafisch:

Tabelle 1 Sauerstoffzehrung zweier Sedimentkerne bei verschiedenen Temperaturbereichen

| Zeit in h | 10 °C Versuch | 18 °C Versuch |
|-----------|--------------------------|---------------|
| | Sauerstoffgehalt in mg/l | |
| 0 | 10,7 | 10,7 |
| 1 | 9,6 | 9,9 |
| 3 | 9,4 | 8,8 |
| 7 | 9,31 | 8,37 |
| 22 | 8,23 | 6,97 |
| 24 | 7,17 | 6,28 |
| 27 | 7,05 | 5,72 |
| 45 | 5,86 | 4,84 |
| 51 | 5,5 | 4,19 |
| 68 | 5,44 | 3,58 |
| 85 | 4,7 | 2,3 |
| 110 | 4 | 1,5 |
| 127 | 3,24 | 1,31 |
| 142 | 3,12 | 0,82 |
| 145,5 | 3,24 | 0,72 |
| 155 | 2,29 | |
| 161 | 2,52 | |
| 203 | 1,85 | |

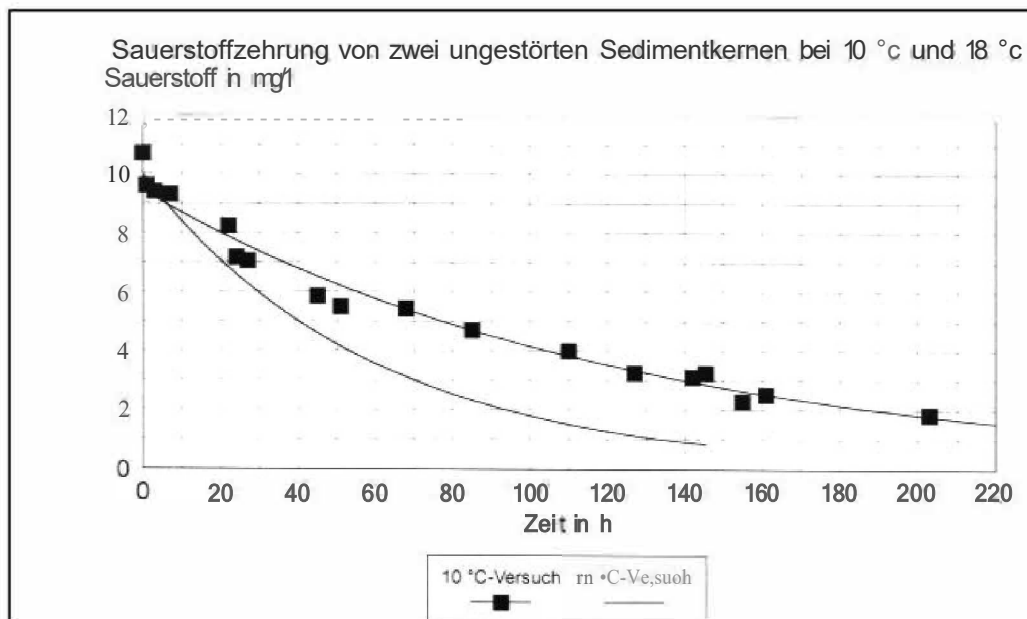


Abb. 4 Zehrlinien beider Inkubationskerne

Bewertung: die Abnahme des Sauerstoffgehaltes in den Röhren erfolgt relativ gleichmäßig, dabei folgt der Graph einer exponentiellen Funktion; der Temperatureffekt wird deutlich sichtbar: bei 18 °C sind die Zehrleistungen höher als bei 10 °C, daher ist der Sauerstoff hier auch schneller ausgezehrt, eine Berechnung der Zehrung mit Flächenbezug ist möglich.

Schlußfolgerungen/Empfehlungen: Mit Hilfe der Untersuchungen an ungestörten Sedimentkernen können Gewässerbedingungen simuliert werden. Es ist aber zu berücksichtigen, daß die natürliche Wasserdynamik und gegenläufige Vorgänge im Sauerstoffhaushalt ausgeschaltet sind.

Die Zehrung muß als Gesamtzehrung aus Wasserkörper und Sediment verstanden werden. Auf Grund der Begrenztheit des Sauerstoffangebotes können nur unmittelbare Zehrleistungen/Mineralisierungseffekte, jedoch nicht die potentielle Zehrleistung erfaßt werden.

Die Berechnung der Sauerstoffzehrung mit Flächen- und Zeitbezug ist möglich, jedoch ist zu klären, über welchen Zeitabschnitt die Berechnung erfolgen soll, da die Kurve nicht linear verläuft. Der Aufwand beim Durchführen der Methodik ist überschaubar, jedoch ist es schwierig eine gleichmäßige Wassersäule bei verschiedenen Kernen bei der Probenahme und damit Vergleichbarkeit zu gewährleisten.

3.1.2 Zehrungsansätze/Karlsruher Flaschen (Temperatureinfluß und Substratangebot)

Zielsetzung: Die Durchführung von Zehrungsanalysen in Karlsruher Flaschen ist für Wasserproben nach DIN normiert und wird in abgewandelter Form üblicherweise auch für Sedimente durchgeführt. Daher soll die Methodik hier als Vergleich diskutiert werden.

Außerdem erfolgen zur Methode selbst Untersuchungen und zwar zu Auswirkungen unterschiedlicher Einwaagen von Sedimenten und Temperatureinflüssen. Durch Quervergleiche der Ergebnisse sind unterschiedliche Auswertemöglichkeiten gegeben.

Versuchsführung: Aus dem Material der drei geschnittenen Sedimentkerne wurden zwei Zehrungsversuche bei verschiedenen Temperaturen (Zimmertemperatur = 20 °C und ca. 8 °C) in Karlsruher Flaschen durchgeführt.

Dabei wurde jeweils die Zehrung eines Blindwertes (Biotopwasser) sowie jeweils die Zehrung von Biotopwasser mit den folgenden Einwaagen Frischsediment: 1g FS, 5g FS, 10g FS und 50g FS untersucht.

Startpunkt = to: 21.10.1998, 9.30 Uhr. Messungen des Sauerstoffgehaltes erfolgen in stündlichen/mehrständlichen Abständen. Abbruchkriterium: O₂-Gehalt unter 1mg/l.

Ergebnisse: Die Darstellung der Ergebnisse erfolgt zunächst tabellarisch. Dabei sind für jede Temperaturstufe der Blindwert (BW) sowie die unterschiedlichen Einwaagen angegeben. Die Meßwerte zeigen den Sauerstoffgehalt in mg/l später er-

folgte eine Umrechnung auf Prozentbasis, um die beiden Versuchslinien vergleichen zu können.

Ansatz bei 20 °C

| in | sw | li | it | s | f | Tn | J | sic | Hc | Jf | t | Sh | = | f | s |
|-----|------|------|------|------|------|----|---|-----|----|----|---|----|---|---|---|
| 0 | 9,4 | 9,29 | 9,21 | 8,9 | 8 | | | | | | | | | | |
| 1,5 | 9,4 | 9,08 | 8,82 | 8,2 | 6,82 | | | | | | | | | | |
| 4,5 | 9,4 | 8,4 | 7,89 | 6,94 | 5,11 | | | | | | | | | | |
| 22 | 8,12 | 6,63 | 5,38 | 4,79 | 2,76 | | | | | | | | | | |
| 29 | 7,56 | 6 | 4,65 | 3,81 | 2,06 | | | | | | | | | | |
| 47 | 6,61 | 4,83 | 3,28 | 2,06 | 0,81 | | | | | | | | | | |
| 63 | 5,3 | 3,6 | 2,2 | 1,3 | 0,4 | | | | | | | | | | |
| 87 | 4,3 | 2,4 | 1,3 | 0,7 | 0,1 | | | | | | | | | | |
| 106 | 3,54 | 1,4 | 0,47 | 0,47 | 0 | | | | | | | | | | |

Ansatz bei 8 °C

| i | B, W' | tgFS; | S, | t(lgJ?S"; | Sfi;s |
|-----|-------|-------|-------|-----------|-------|
| 0 | 10,76 | 10,52 | 10,43 | 10,33 | 9,38 |
| 1,5 | 10,6 | 10,51 | 9,84 | 9,75 | 8,23 |
| 4,5 | 10,47 | 10,32 | 9,53 | 8,94 | 7,3 |
| 22 | 10,01 | 9,58 | 7,74 | 7,17 | 5,4 |
| 29 | 9,6 | 9,2 | 7,13 | 6,51 | 4,5 |
| 47 | 9,35 | 8,9 | 6,33 | 5,29 | 3,91 |
| 67 | 8,7 | 8,1 | 5,5 | 3,8 | 2,7 |
| 106 | 8,3 | 7 | 3,87 | 2,6 | 1,41 |
| 121 | 7,93 | 6,7 | 3,6 | 2,56 | 1,19 |
| 150 | 7,54 | 6,43 | 3 | 1,56 | 0,42 |
| 192 | 6,3 | 5,37 | 2,17 | 0,46 | 0,38 |

Die grafische Auswertung erfolgt an drei zusammenfassenden Diagrammen:

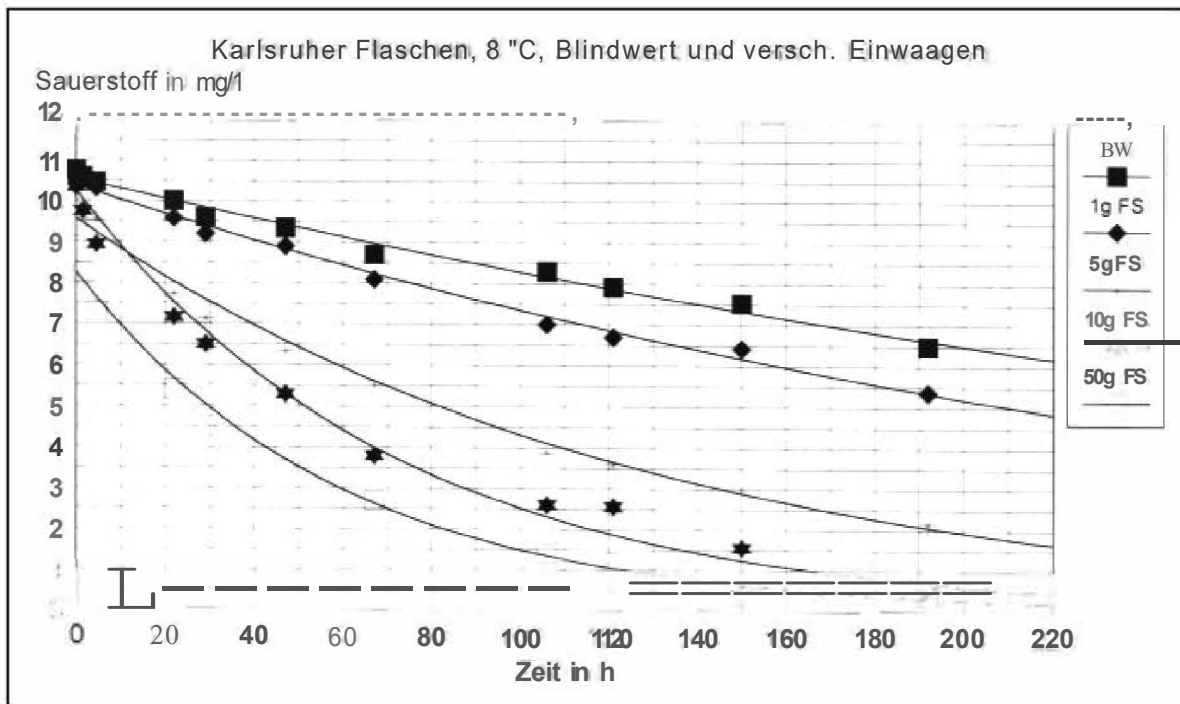


Abb. 5 Massenvergleich; Temperaturstufe 8 °C

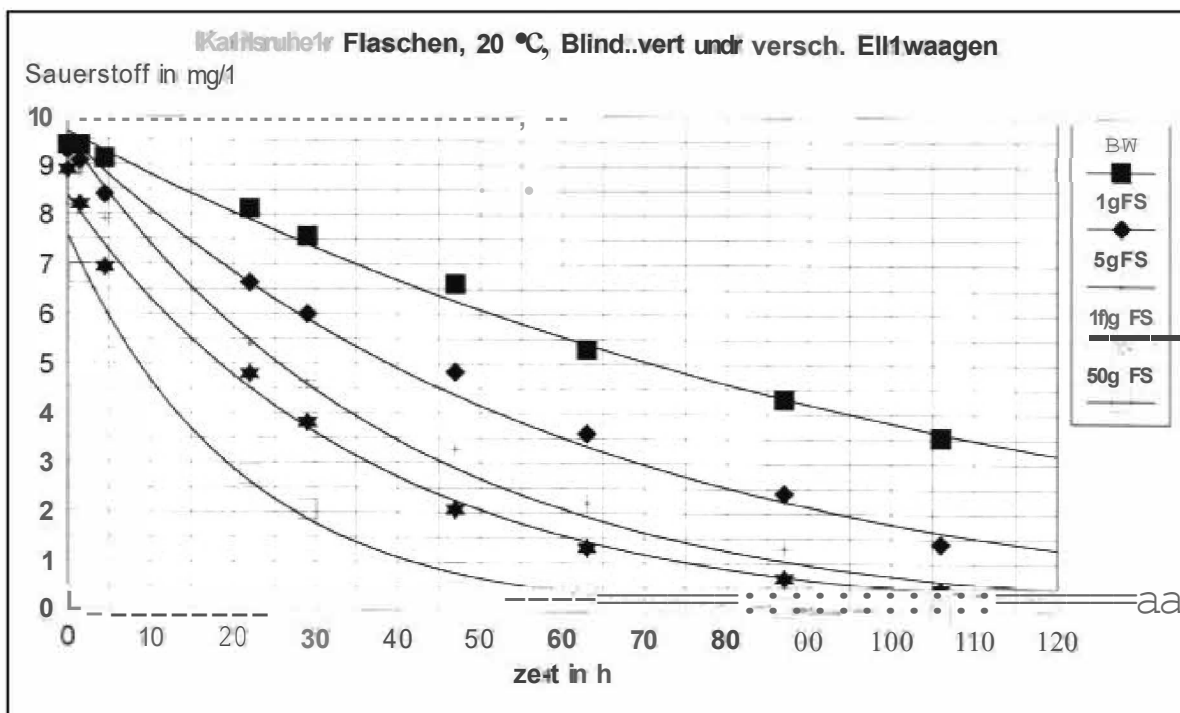


Abb. 6 Massenvergleich; Temperaturstufe 20 °C

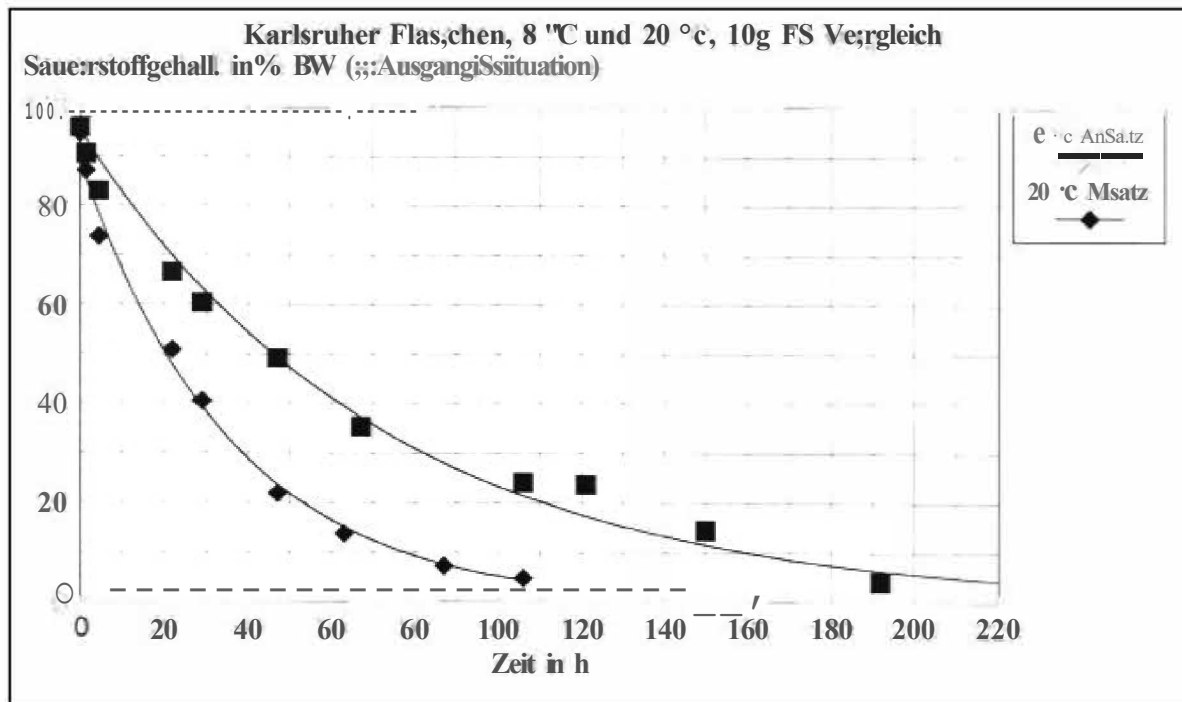


Abb. 7 Temperaturstufenvergleich, für eine Einwaage (10g Frischsediment)

Bewertung: Sowohl eine Temperaturabhängigkeit als auch der Einfluß des Substratangebotes für die O₂-Zehrung ist gegeben.

Die Abnahme des Sauerstoffgehaltes in den Flaschen erfolgt gleichmäßig exponentiell. Die Sauerstoffverfügbarkeit ist auch in ihrer Wirkung an den (abnehmenden) Partialdruck gebunden.

Die Gesamtzehrung setzt sich zusammen aus dem Sauerstoffbedarf des Wassers (BW) und des Sedimentanteils. Massenvergleich: höhere Einwaagen bedingen eine höhere Zehrrate, jedoch ist die Zehrung z. B. bei 50g-Einwaage nicht 5 mal höher als bei 10g-Einwaage. Dies gilt für unterschiedliche Einwaagen bei beiden Temperaturstufen (Abb. 5 und 6).

Temperaturvergleich: bei höherer Temperatur erfolgt die Sauerstoffzehrung stärker, dies entspricht der RGT-Regel.

Schlußfolgerungen/Empfehlungen: Ähnlich wie die Bestimmung der Sauerstoffzehrung mittels Inkubationsversuchen kann durch die Versuchsführung mit Karlsruher Flaschen nur die unmittelbare Sauerstoffzehrung/Mineralisierung erfaßt werden, da das Sauerstoffdargebot im Reaktionsgefäß limitierend wirkt.

Hinweis: Die Grenze dieser Methodik ist durch das O₂-Angebot im überlagerten Wasservolumen gegeben.

Da die Mikroorganismen, die die Veratmung leisten, mit der Probe mitgeliefert werden, empfiehlt sich das Verfahren mit Karlsruher Flaschen generell für Sedimentoberflächenschichten. Bei der Untersuchung von (anaeroben) Sedimentthori-

zonten ist zu überlegen, ob eine Anpassung der Mikrobiozönose im Versuchsverlauf möglich ist.

Hier kann der ARAS SensorBSB mit seinen vorgegeben Mikroorganismen (Biosensor) und der Unabhängigkeit des Sauerstoffdargebotes der Probe mit der gekoppelten Vorhydrolyse eine Brücke sein.

Der Massenvergleich zeigt, daß bei der Versuchsplanung zu überlegen ist, mit welchen Einwaagen zu arbeiten ist. Dies ist besonders wesentlich, wenn der Sauerstoffbedarf, wie bei verschiedenen Autoren üblich, in $\text{mg O}_2 \times \text{g}^{-1} \text{FS(TS)} \times \text{h}^{-1}$ angegeben werden soll.

Es kann davon ausgegangen werden, daß bei zu großen Sedimenteinwaagen nicht der zu erwartende Sauerstoffverbrauch erfolgen wird. Ursache hierfür sind wahrscheinlich Diffusionslimitierungen an der Kontaktzone Sediment/Wasser, da gerade bei schlickigeren Sedimenten Verklumpungen auftreten können. Andererseits möchte man beim Verhältnis: Sediment/Wasservolumen annähernd natürliche Bedingungen erreichen.

Zu hohe Sedimenteinwaagen gestatten auf Grund der Kürze der Reaktion nur geringe Differenzierungen in der Aussage.

Wahrscheinlich ist daher empfehlenswert, auch für den Karlsruher Ansatz stärkere Normierungen vorzugeben, z. B. Einwaage-Empfehlungen in Abhängigkeit vom organischen Gehalt. Eine andere Möglichkeit für größere Versuchsserien besteht auch in der Durchführung von Vorversuchen mit verschiedenen Einwaagen, in deren Ergebnis dann eine Einwaage für alle Untersuchungen empfohlen wird; denn beim Arbeiten mit verschiedenen Probenahmestandorten wäre eine Herangehensweise mit mehreren Einwaagen pro Probe logistisch schlecht durchführbar.

Temperaturvergleich: Hier zeigt sich sehr deutlich, daß höhere Temperaturen eine höhere Reaktionsgeschwindigkeit bedingen. Es ergibt sich die Frage, mit welcher Temperatur bei derartigen Experimenten gearbeitet werden soll. Entweder man gibt eine statische Temperatur vor (analog der BSB-Bestimmung), die dann für alle Versuche gelten soll, oder aber man wählt bei der Versuchsführung als Anhaltspunkt die derzeitige Gewässertemperatur um Anpassungsschwierigkeiten der Mikroorganismen zu vermeiden und stellt damit einen unmittelbaren Bezug zur in-situ Reaktion im Gewässer unter aktuellen Bedingungen her. Schwierig gestaltet sich dann hier aber die Vergleichbarkeit von verschiedenen Proben untereinander.

Die numerische Angabe von Ergebnissen kann bei der Bestimmung der Sauerstoffzehrung mit Karlsruher Flaschen mit Zeitbezug und damit als Zehrrate erfolgen. Es erfolgt also eine Angabe in $\text{mg O}_2 / (\text{g FS/TS})$ pro Stunde oder pro Minute. Da aber die Abnahme des Sauerstoffgehaltes nicht linear erfolgt, ist zu überlegen, welcher Zeitabschnitt des Reaktionsverlaufes für die Berechnung heranzuziehen ist.

Manche Autoren empfehlen, den Wert für die ersten 3 h anzugeben und erfassen damit den stark asymptotischen Teil der Kurve. Vielleicht wäre es günstiger eine Eingrenzung des zu berechnenden Abschnittes über den (negativen) Anstieg vorzunehmen (z. B. Berücksichtigung aller Werte, die in der Zeitspanne liegen, in der der Sauerstoffgehalt mindestens um 1mg/l je Stunde absinkt).

Diese vielfältigen Differenzierungen bei der klassischen Untersuchung im Karlsruher Ansatz legen für weitere Untersuchungen die Schlußfolgerung nahe, daß auch diese eigentlich relativ etablierte Bestimmung *methodisch* diskutiert werden sollte.

3.2 Ergebnisse zur Variation der Vorhydrolyse mit anschließender ARAS SensorBSB-Bestimmung

Die hier aufgeführten Ergebnisse wurden für den in 3.1 beschriebenen Sedimentkomplex erhoben. Sie entsprechen damit in ihrer Parallelität den vorher beschriebenen BSB- bzw. Inkubationsversuchen (siehe Abb. 2).

Ziel der Untersuchungen war es, die Auswirkungen unterschiedlicher Hydrolysebedingungen auf die spätere Sauerstoffzehrung im ARAS SensorBSB zu überprüfen. Hierzu erfolgte der Aufschluß als drucklose Hydrolyse mit Rückflußkühlung: Referenzbedingung) sowie bei verschiedenen Ansätzen im Thermostaten in geschlossenen Reaktionsgefäßen (Druckhydrolyse). Im Einzelnen wurden 3 Versuchsserien durchgeführt:

1. **Serie:** verschiedene Substratkonzentrationen (=Sedimenteinwaagen) bei 100 °C (Thermostat und Referenz)
2. **Serie:** verschiedene Substratkonzentrationen (=Sedimenteinwaagen) bei 148 °C (Thermostat und Referenz)
3. **Serie:** unterschiedliche Aufschlußzeiten mit einer Substratkonzentration (=Sedimenteinaage) und 148 °C (Zeitreihe)

Damit waren also die **Temperatur** (und damit auch der **Druck!**), die **Sedimenteinaagen** und die **Aufschlußzeit variabel**.

Da die drei Versuchsserien aber sonst immer unter den gleichen Bedingungen (gleiches Probenmaterial, HCl/NaOH-Zugaben, Aufschlußgefäße, Filtration, Einstellungen am ARAS SensorBSB usw.) abliefen, ist eine generelle Vergleichbarkeit - auch der Versuchsserien untereinander möglich.

Die Vorstellung und Bewertung der Ergebnisse soll so erfolgen, daß zunächst die Meßwerte, die für alle anderen Auswertungen herangezogen wurden, in einer Tabellenübersicht auf der folgenden Seite gegeben werden.

Darauf aufbauend werden dann die drei genannten Versuche vertiefend vorgestellt. Dabei wird nach dem gleichen Algorithmus vorgegangen, der bereits für die Darstellung und Bewertung der Inkubationsversuche und Zehrungsansätze/Karlsruher Flaschen angewandt wurde.

3.2.1 Temperatur- (Druck)einfluß und Substratangebot

Zielsetzung: Es wird überprüft, wie sich die Aufschlußbedingung: Temperatur auf die Vorhydrolyse und damit den Aufschlußgrad makromolekularer Verbindungen und den späteren SensorBSB-Wert auswirkt.

Da die Hydrolyse in geschlossenen Druckgefäßen abläuft, ist bei höheren Temperaturen mit einem Druckanstieg im Reaktionsgefäß zu rechnen. Parallel hierzu erfolgt die Vorhydrolyse als druckloser Aufschluß im offenen Reaktionsgefäß (mit Rückkühlung). Dieser Ansatz stellt die Vorgehensweise früherer Untersuchungen (vgl. z.B. KWIATKOWSKI und SCHLUNGBAUM, 1997) dar und wird als Referenz betrachtet.

Bei allen Ansätzen wird mit verschiedenen Einwaagen gearbeitet, da nach Rückrechnung der SensorBSB-Werte auf Frischmassebezug Einwaageempfehlungen gegeben werden sollen. Dieser Punkt wird jedoch in 3.3.3 gesondert behandelt werden.

Versuchsführung:

2 Temperaturstufen: 100 °C und 148 °C im Druckgefäß;

0, 1g 0,3g, 0,5g 1g 1,5g 2g Frischsediment (FS) + 10 ml A. dest + 1 ml HCl
(Neutralisation: 1 ml NaOH), 1 h Aufschlußzeit, 1:2 verdünnt

druckloser Aufschluß: 2g FS, 20 min, 20 ml A. dest., 1,5 ml HCl (NaOH), unverdünnt.

Ergebnisse: Die tabellarische Darstellung der Ergebnisse erfolgte auf der vorherigen Seite tabellarisch. Die grafische Auswertung zeigt Abb. 8.

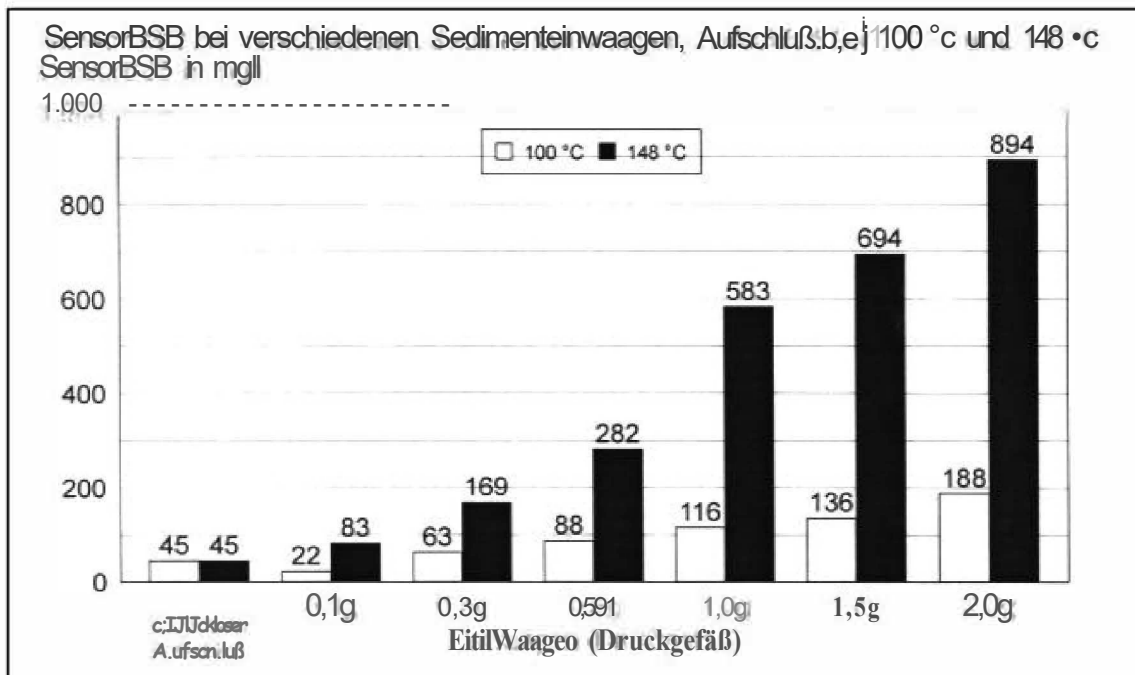


Abb. 8 SensorBSB bei verschiedenen Einwaagen und Aufschlußbedingungen

Bewertung: Einwaageeffekt: höhere Einwaagen bedingen höhere SensorBSB-Werte bei beiden Temperaturstufen.

Temperatur: Beim 148 °C-Aufschluß werden im Vergleich zum Aufschluß bei 100 °C deutlich höhere SensorBSB-Werte erreicht. Die Meßwerte, die bei der drucklosen Hydrolyse ermittelt wurden, sind im Vergleich zum Aufschluß in den Druckgefäßen relativ gering.

Schlußfolgerungen/Empfehlungen: Einwaageeffekt: Es war zu erwarten, daß ein größeres Substratangebot höhere SensorBSB-Werte bedingt. Es ist jedoch zu prüfen, ob sich dieser Effekt über den gesamten Einwaagebereich linear zeigt. Da immer mit dem gleichen Probematerial gearbeitet wurde, kann diese Auswertung schlüssig über die Umrechnung auf Frischmasse mit Bezug für jede Einwaagestufe geführt werden (siehe 3.3.3).

Hier können dann auch Rückschlüsse auf zu empfehlende Einwaagen für praktische Untersuchungen mit Gewässerbezug gezogen werden.

Temperatureffekt innerhalb der Druckhydrolyse: Beim 148 °C Aufschluß werden deutlich höhere SensorBSB-Werte als beim 100 °C-Aufschluß für alle Einwaagestufen erreicht. Das bedeutet, daß bei 148 °C für die Organismen des Sensors mehr veratembares Material vorhydrolysiert wird.

Nach Aussage der Dr. Lange GmbH liegt die Ursache hierfür in einem besseren Aufschluß der Eiweißfraktion bei 148 °C. Bestärkt wird diese Annahme durch die Beobachtung, daß das Hydrolysat nach 148 °C Behandlung im Gegensatz zum 100 °C Aufschluß beim Schütteln keine Schaumbildung zeigt (Anmerkung: Schaumbildung kann durch Verringerung der Oberflächenspannung von Flüssigkeiten z. B. durch Proteine erfolgen).

Hierbei ist zu bedenken, daß die Hydrolyse von Stoffgemischen (die bei natürlichen Proben absolut angenommen werden müssen) mit den gleichen Hydrolysebedingungen nur eine Kompromißlösung sein kann: aus der Literatur ist z.B. bekannt, daß Kohlenhydrate mildere Hydrolysebedingungen benötigen, als der Aufschluß von Proteinen zu Aminosäuren; zu starke Bedingungen können hingegen die entstehenden Monomere der Kohlenhydrate bereits an verschiedenen Gruppen modifizieren (Karamelisierung).

Der Aufschluß bei 148 °C ist wahrscheinlich eine gute Kompromißlösung: durch Erhöhung des Druckes ist ein Aufschluß von Proteinen möglich und eine (in diesem Zusammenhang negativ zu sehende) Modifizierung von Kohlenhydratmonomeren ist nicht zu erwarten.

Für weitere Untersuchungen stellen sich folgende Fragen:

Soll generell mit einer Temperaturstufe gearbeitet werden? Wenn ja, mit welcher? Können die Unterschiede, die sich bei verschiedenen Temperaturstufen zeigen, zur Differenzierung von Proben im Sinne einer Fraktionierung genutzt werden?

Diese Fragen sind von großer Bedeutung für die Interpretierbarkeit der Vorhydrolyse in Hinblick auf den Gewässerbezug. Sie werden in diesem Zusammenhang als Möglichkeit der Differenzierung verstanden.

3.2.2 Zeitreihe

Zielsetzung: Es soll nachgewiesen werden, bei welcher Reaktionszeit ein optimaler Aufschluß erfolgen kann. Es ist damit zu rechnen, daß kürzere Reaktionszeiten geringere Aufschlußergebnisse und damit SensorBSB-Werte, zu lange Reaktionszeiten eventuell wieder abnehmende Meßergebnisse bedingen.

Versuchsführung: konstante Versuchsbedingungen: eine Sedimenteinwaage: 0,5 g FS + 10 ml A. dest + 1 ml HCL (Neutralisation: 1 ml NaOH), Temperatur: 148 °C,

variabel: Aufschlußzeit: 0 - 240'

Ergebnisse: Die tabellarische Darstellung der Ergebnisse erfolgte in der Tabelle. Die grafische Auswertung zeigt Abb. 9.

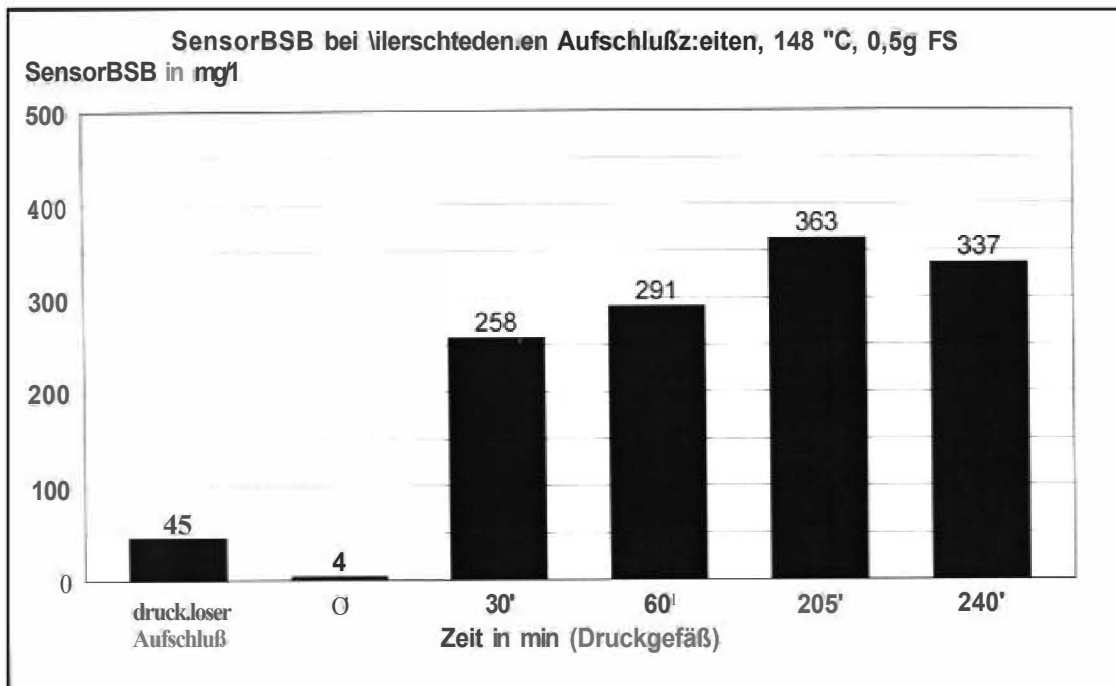


Abb. 9 SensorBSB-Werte innerhalb einer Zeitreihe

Bewertung: Bei 0 min Einwirkzeit ist kein Aufschluß möglich. Bereits nach 30 min Aufschlußzeit sind höhere Werte sichtbar. Diese Tendenz setzt sich bis 205 min fort. Bei 240 min Aufschlußzeit ist ein geringere SensorBSB-Wert als bei der Aufschlußzeit von 205 min sichtbar.

Schlußfolgerungen/Empfehlungen: Die Ergebnisse dieser Versuchsreihe zeigen deutlich, daß die Hydrolysereaktion generell eine gewisse Reaktionszeit mit entsprechender Temperatur- bzw. Druckeinwirkung benötigt.

Es wird sichtbar, daß die optimale Aufschlußzeit wahrscheinlich zwischen 1-3 h liegt. Zu lange Reaktionszeiten bedingen wieder abnehmende SensorBSB-Werte. Ursache hierfür können chemische Reaktionen an den aufgespaltenen Monomeren sein, die die Erkennbarkeit und Veratembarkheit durch die Sensororganismen negativ beeinflussen (siehe auch 3.1.1).

Bei weiteren Zeitreihenuntersuchungen wird es nötig sein, die Plateauphase, in der ein optimaler Aufschluß vorliegt, noch schärfer zu determinieren.

Dabei muß auf der Zeitachse wahrscheinlich noch kleinskaliger vorgegangen werden; außerdem ist es sinnvoll eine noch größere maximale Versuchszeit für derartige Untersuchungen anzusetzen, um eventuelle negative Effekte bei zu langen Aufschlußzeiten stärker zu determinieren.

3.3.3 Abhängigkeit der Vorhydrolyse vom Substratangebot - Empfehlungen für Substratkonzentrationen -

Zielsetzung: Aus den Ergebnissen der Untersuchungen zur Temperatur- und Einwaageabhängigkeit der Hydrolyse, die bereits in Punkt 3.3.1 vorgestellt wurden, sollen Ableitungen zur Abhängigkeit der Vorhydrolyse vom Substratangebot und letztlich eine Applikationsnotiz für den untersuchten Sedimentbereich gegeben werden.

Da diese möglichen Korrelationen besonders sinnfällig werden, wenn die Ergebnisse (SensorBSB-Werte) für die verschiedenen Einwaagestufen auf Frischmassebasis berechnet werden, soll eine Darstellungsform gewählt werden, die diese Vorgabe berücksichtigt.

Versuchsführung: siehe 3.1.1

Ergebnisse: Auch hier werden die Meßergebnisse aus 3.1.1 grafisch ausgewertet. Dabei werden die Ergebnisse aus der Tabelle 2 (6. Zeile - Sauerstoffzehrung in mg/g FS) die vorher aus den SensorBSB-Werten berechnet wurden, berücksichtigt. Dar gestellt werden Ergebnisse für beide Temperaturstufen des Druckaufschlusses.

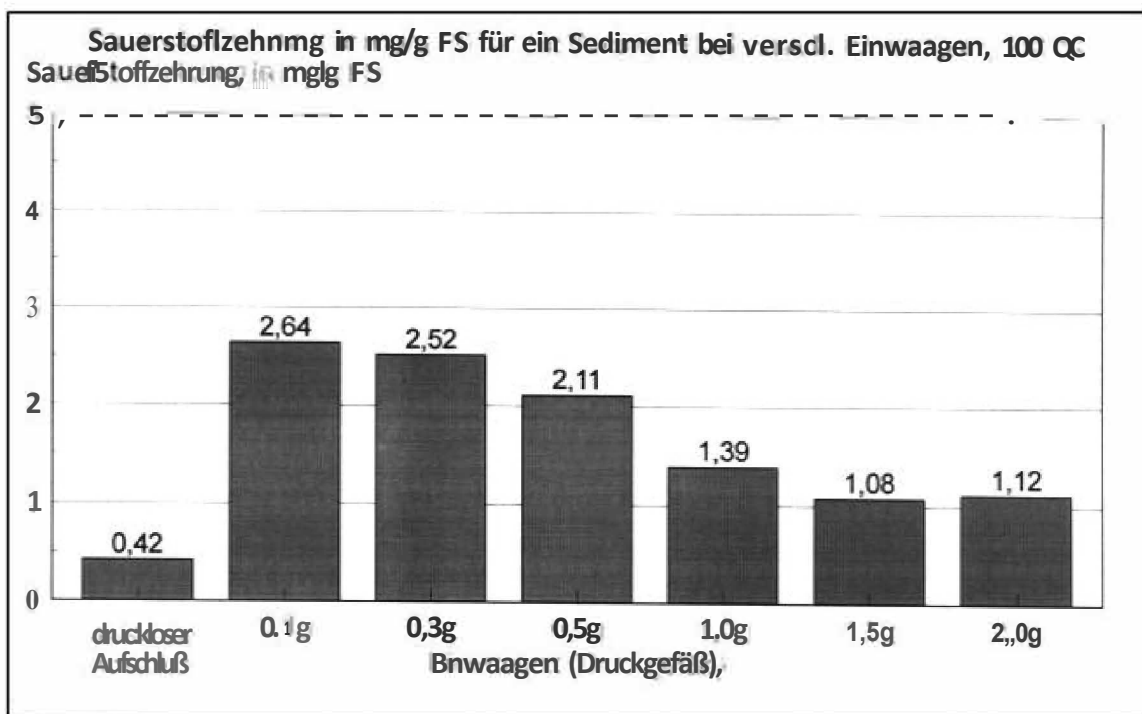


Abb. 10 Abhängigkeit der Sauerstoffzehrung von der Frischmasseeinwaage, 100 °C

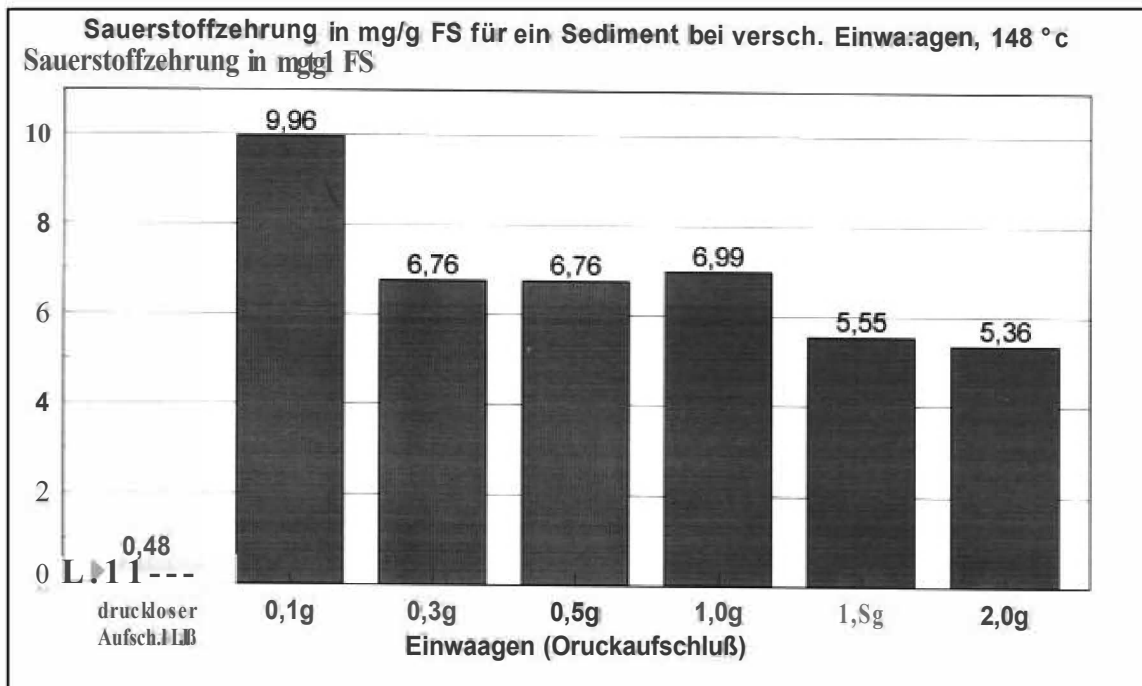


Abb. 11 Abhängigkeit der Sauerstoffzehrung von der Frischmasseeinwaage, bei 148 °C

Bewertung: Bei beiden Temperaturstufen sind Differenzierungen bei der Sauerstoffzehrung bezogen auf die Frischmasse sichtbar.

Bei dem 100 °C- Aufschluß sind die größten Sauerstoffzehrungswerte bei einer Einwaage zwischen 0,1 - 0,5 g Frischsediment zu verzeichnen. Danach nehmen die Meßergebnisse deutlich ab.

Die Ergebnisse der 148 °C -Hydrolyse zeigen ein etwas anderes Bild: Hier ist der größte Zehrungswert bei der 0,1 g FS-Einwaage zu beobachten, während für die drei Einwaagestufen: 0,3g, 0,5g und 1,0g annähernd gleiche Sauerstoffzehrungen zu sehen sind. Die Werte für 1,5g und 2,0g Einwaage sind als etwas geringer als die vorher aufgezählten, aber immer noch als relativ hoch anzusehen.

Schlußfolgerungen/Empfehlungen: Höhere Substratangebote im Aufschluß müssen höhere Werte im SensorBSB bedingen. Diese Aussage wurde bereits getroffen und belegt - Ergebnisse wurden hierzu in Punkt 3.1.1 gezeigt.

Wenn jedoch die SensorBSB-Ergebnisse für die einheitliche Frischmasseebene angegeben werden, kann der Einwaageeinfluß rückgerechnet werden. Dann kann mit ähnlichen Ergebnissen zumindest für einen bestimmten Einwaagebereich gerechnet werden.

Dieser Abschnitt ist als Plateaubereich anzusehen, der an der unteren und oberen Grenze abgesetzt sein muß. Bei der oberen Grenze sind niedrigere Werte zu erwarten, da das Hydrolyse-Aufschlußsystem ab einem bestimmten Substratangebot erschöpft sein muß. Es ist wahrscheinlich, daß diese Grenze bei den Untersuchungen erreicht wird, da mit relativ hohen Substratkonzentrationen gearbeitet wurde.

Die untere Grenze der Plateauphase abzugrenzen ist schwieriger, denn je kleiner die Einwaage ist, desto besser müßte der Aufschluß ablaufen können.

Jedoch ist der Einwaagebereich nach unten begrenzt. Es muß beachtet werden, daß immer eine bestimmte Mindestmasse eingewogen werden sollte. Denn hier wird mit natürlichen Mischproben (Frischsedimenten mit entsprechendem Wasseranteil) gearbeitet, so daß bei zu geringen Einwaagen die Inhomogenität der Probe die Meßgenauigkeit der gravimetrischen Bestimmung bei weitem überlagern kann. Dadurch können Effekte entstehen, die als Überschießreaktion ("over shooting effects") oder auch als Minderbefunde sichtbar werden. Diese Reaktionen kennzeichnen die untere Meßbereichsgrenze der Methodik, an der möglichst nicht gemessen werden sollte.

Außerdem können bei zu geringen Substratangeboten und einem damit verbundenen starken Überschuß der Reaktionspartner und entsprechenden Reaktionsbedingungen Fehler bei der Analyse entstehen.

Die hier oben aufgeführten kausalen Beziehungen finden sich in den Untersuchungsergebnissen in spezifischer Form wieder. Sowohl beim 100 °C-Aufschluß als auch beim 148 °C-Aufschluß wird die obere Einwaagegrenze erreicht. Dies wird deutlich an den geringeren Meßwerten bei höheren Einwaagen sichtbar. Die Einwaagegrenze zeichnet sich für den untersuchten Bereich des organischen Gehaltes des Sedimentes beim 100 °C-Aufschluß bei ca 0,5g Frischmasse ab, während sie beim 148 °C-Aufschluß bei ca 1,0g Einwaage liegt. Als untere Grenzen sind aus oben genannten Gründen für den 100 °C-Aufschluß 0,1g Frischsediment und für den 148 °C-Aufschluß 0,3g Frischsediment anzusehen.

Demnach kann nach dem derzeitigen Stand der Forschungsarbeiten für den untersuchten Sedimentbereich für den **100 °C-Aufschluß eine Frischmasseeinwaage von 0,1g-0,5g** und für den **148 °C-Druckaufschluß eine Einwaage von 0,3g-1,0g** empfohlen werden.

Die hier in Punkt 3 vorgestellten rein methodischen Untersuchungen zur Applikation verschiedener Analysenansätze zur Determination der (potentiellen) Sedimentsauerstoffzehrung sollen im folgenden Abschnitt (4) für ein konkretes Fallbeispiel angewendet werden.

4 Sanierung des "Neustädter See's" - ein Fallbeispiel

4.1 Einleitung

Der Neustädter See liegt in Mecklenburg Vorpommern bei Neustadt/Glewe. Es handelt sich um einen tiefen Trichtersee (bis ca. 30 m Maximaltiefe) der als dimiktisches (Anzahl der Durchmischungen) und holomiktisches Gewässer (Intensität der Durchmischungen) charakterisiert werden kann. Spezielle Angaben zur Limnologie des Gewässers finden sich u.a. bei KRÜGER (1998). Das sich rasch bildende Hypolimnion des See's ist regelmäßig sauerstofffrei und der noch vor einigen Jahren me-

sotrophe Status des See's ist in einen eutrophen Zustand übergegangen (KRÜGER, SCHLUNGBAUM und SCHUBERT, 1999).

Das Gewässer ist vor allem durch die interne P-Düngung der Sedimente belastet; Gesamt-P Konzentrationen bis teilweise erheblich über 3 mg/g Trockenmasse Sediment sind hier ermittelt worden (SCHLUNGBAUM et al 1997).

Auf Grund der negativen Erscheinungen, die mit dem eutrophen Status des Gewässers verbunden sind und der enormen Bedeutung des See's als Erholungsgebiet für die Bevölkerung (Badegewässer) hat man sich von behördlicher Seite entschlossen ein Gewässerrestaurierungsprogramm durchzuführen.

Dieses Projekt setzte am Sedimentkomplex an und beinhaltete als Vorgehensweise die Absaugung hoch organogener, phosphorreicher Sedimente. Zum einen sollte damit Phosphor dem See als Nährstoff entzogen werden; zum anderen war das Ziel stabile Sauerstoffverhältnisse im Hypolimnion des Sees in der Stagnationsphase sicherzustellen, denn unter anaeroben Verhältnissen sind enorme P-Freisetzungsraten aus den Sedimenten zu erwarten (siehe z. B. SCHLUNGBAUM, 1979).

Im Rahmen von Voruntersuchungen wurden an der tiefsten Stelle des Trichters Sedimentkerne entnommen, die hinsichtlich verschiedener Parameter untersucht wurden. Die Ergebnisse sollen als Entscheidungshilfe bezüglich einer möglichen Entnahmetiefe von Sedimentschichten entsprechend dem Restaurierungsziel (Verminderung des Trophiestatus durch P-Entnahme bei gleichzeitiger Beeinflussung des O_2 -Zehrpotentials) dienen.

4.2 Material und Methoden

Zunächst erfolgte die Untersuchung an 2 m Sedimentkernen. Diese wurden in 10 cm Horizonte geschnitten. Die Bestimmung der Sedimentgrundparameter (Wassergehalt, Trockenmassegehalt, organischer Gehalt-Glühverlust, HCl-lösliches Phosphat) erfolgte methodisch nach SCHLUNGBAUM (1979).

Bei der Beurteilung des biochemischen Sauerstoffbedarfs der Sedimente sowie zur Beurteilung des Abbaugrades der unterschiedlichen Sedimenthorizonte wurde das ARAS SensorBSB Meßsystem eingesetzt. Dabei wurden die in 3.2 beschriebenen Erkenntnisse bezüglich der Applikation der Meßtechnologie angewendet; d. h. ARAS Zehrwerte auf der Basis Frischsediment bzw. organische Substanz.

4.3 Ergebnisse

Die Darstellung der Ergebnisse erfolgt auf der nächsten Seite in grafischer Form mit numerischer Angabe zu den einzelnen ermittelten Parameter.

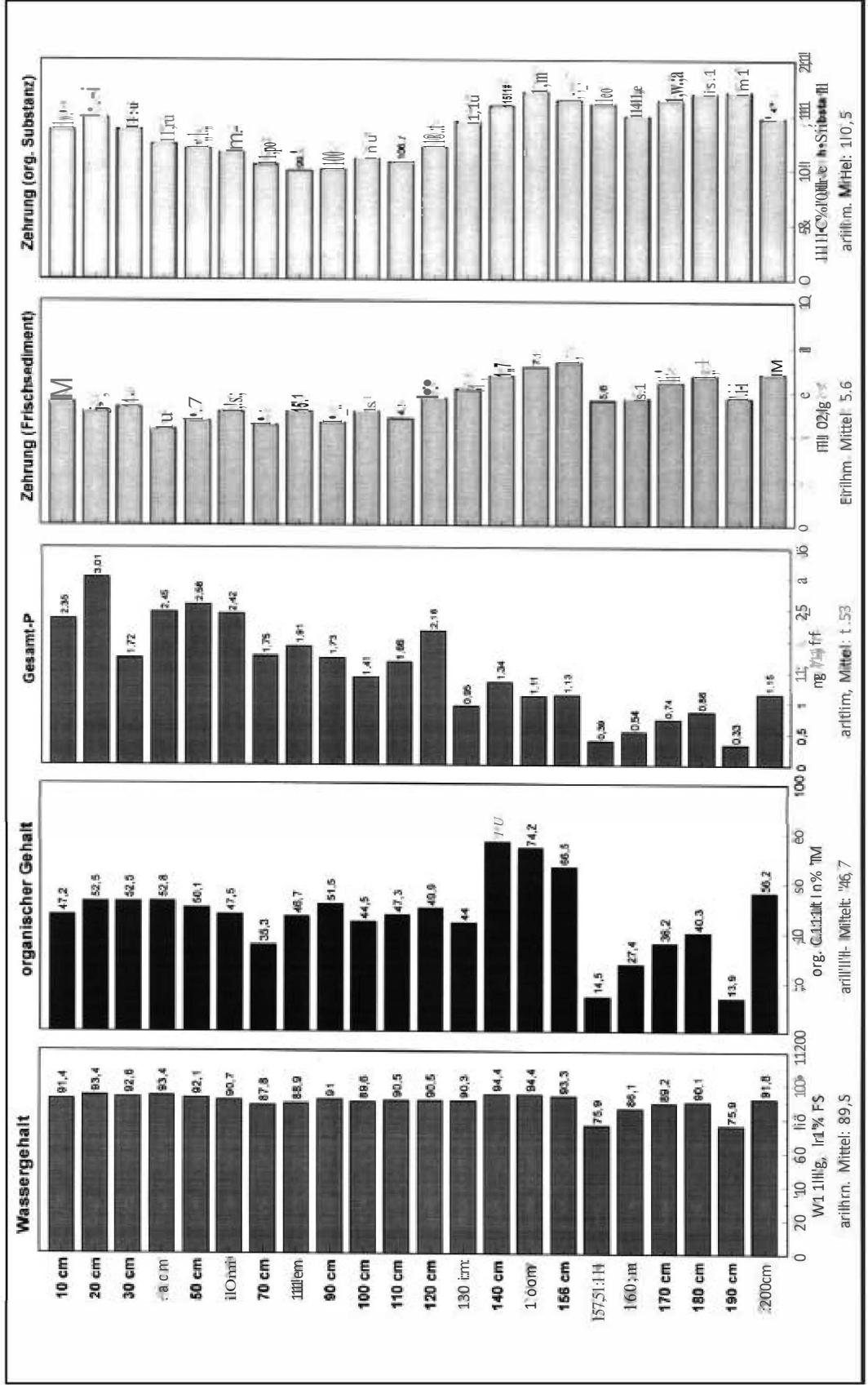


Abb. 12 Darstellung verschiedener Parameter für unterschiedliche Sedimenthorizonte

4.4 Diskussion

Der organische Gehalt der untersuchten Sedimentschichten liegt in einem Bereich von 13,9 bis 76,8 % der Trockenmasse. Damit ist eine gewisse Variationsbreite dieses Parameters gegeben. Jedoch ist keine Tendenz in der sukzessiven Abfolge der untersuchten Horizonte zu erkennen. Insgesamt kann festgestellt werden, daß der organische Gehalt der Sedimente als relativ hoch angesehen werden muß, sie entsprechen damit dem eutrophen Status des Gewässers.

Auch die Gesamt-P - Untersuchungen (HCl-löslicher Phosphor der Asche) zeigen ein differenziertes Bild. Hier sind Werte in einer Spannbreite von 0,33 bis 3,01 mg P/g TS zu verzeichnen. In den Sedimentschichten zwischen 150 cm bis ca 200 cm sind im Vergleich etwas niedrigere Konzentrationen ermittelt worden. Neuere Untersuchungen müssen die Löslichkeit und damit die Bioverfügbarkeit des Summenparameter Gesamt-P differenzieren um damit eine ökologisch relevante Aussage zu ermöglichen.

Von besonderem Interesse für diese Arbeit sind die Untersuchungen zum biochemischen Sauerstoffbedarf und zur Abbaubarkeit der verschiedenen Sedimente. Beide Aussagen können mit Hilfe der ARAS-Technik gewonnen werden. Die Ermittlung der Sauerstoffzehrung mit Frischmassebezug liefert einen Parameter, der als biochemischer Sauerstoffbedarf zu interpretieren ist. Dieser Wert hat Gewässerbezug.

Außerdem kann aber auch eine Substratcharakteristik vorgenommen werden. Hier erfolgt die Angabe der Sauerstoffzehrung bezogen auf die organische Substanz und ist damit als ein Hinweis auf den Abbaugrad der untersuchten Horizonte zu werten.

Für die Sauerstoffzehrung mit Frischmassebezug wurden Meßwerte zwischen 4,3 und 7,3 mg O₂ /g FS bestimmt. Im Vergleich zu früheren Untersuchungen auch anderer Ökosysteme (vgl. z.B. SCHLUNGBAUM und KWIATKOWSKI, 1997) kann festgestellt werden, daß diese Ergebnisse als relativ hoch anzusehen sind. Dies ist für die Gestaltung der Sauerstoffbilanz von wesentlicher Bedeutung. Diese hohen Zehrungswerte zeigen für den untersuchten Sedimentkern keine eindeutige Tendenz, sie sind relativ gleichmäßig über den untersuchten Bereich verteilt.

Die Schlußfolgerung für das Gewässersystem würde bedeuten, daß diese Horizonte als neue Sedimentoberschicht mit entsprechender Adaptation der Mikrobiozönose eine entsprechende Sauerstoffzehrung hervorrufen würden.

Im Abschluß der methodischen Forschungsarbeiten zum ARAS SensorBSB ist eine tabellarische Auflistung unterschiedlicher Zehrungsbereiche mit entsprechender Interpretation -also ökologischer Einordnung- vorzulegen.

Auch die Sauerstoffzehrung bezogen auf die organische Substanz zeigt für die untersuchten Sedimenthorizonte keine eindeutige (zunehmende oder abnehmende) Tendenz. Die Werte sind relativ hoch und liegen in einem Bereich zwischen 99,4 und 171,2 mg O₂ /g organische Substanz. Daraus kann eine gewisse Gleichförmigkeit der vorhandenen organische Substanz abgeleitet werden. Mit zunehmender Sedimenttiefe ist aus dem Sedimentreaktionsvermögen kein Alterungsprozeß erkennbar.

Das bedeutet, dass dieses analysierte Material einen geringen Abbaugrad aufweist. Diese Aussage wird gestützt durch die optische Analyse des geschnittenen Sedimentkernes. Hier konnten sogar Pflanzenteile, wie Schilf aber auch andere Makrophyten nachgewiesen werden.

4.5 Zusammenfassung

Für die Gesamtinterpretation der diskutierten Ergebnisse bezogen auf das Gewässersystem "Neustädter See" sind zwei Schlußfolgerungen zu ziehen.

Zum einen müssen noch tieferere Sedimentschichten in die Betrachtung gezogen werden - diese Untersuchungen sind zur Zeit in der Bearbeitungsphase und werden bei SCHLUNGBAUM und KRÜGER (1999) vorgestellt.

Zum anderen müssen für die untersuchten Schichten Aussagen zur Phosphatlöslichkeit und damit zur Bioverfügbarkeit (z.B. nach PSENNER et al., 1984) einbezogen werden; allein über die relativ hohen Gesamt-P Werte ist es schwierig konkrete Empfehlungen zu geben.

Bezüglich der Ergebnisse, die mit der für Sedimentuntersuchungen applizierten ARAS SensorBSB-Technik gewonnen wurden, ist zunächst festzustellen, dass diese Analysen einen wertvollen Beitrag bei der Struktur- und vor allem bei der Funktionsanalyse von Sedimenten liefern können.

Es können Aussagen zur Sauerstoffzehrung und Abbaubarkeit auch von tieferliegenden Sedimenthorizonten getroffen werden. Ermöglicht werden diese Ergebnisse durch die durchzuführende Vorhydrolyse sowie durch die im Biosensor bereitgestellten Mikroorganismen.

Klassische BSB-Bestimmungen würden hier an ihre Grenze stoßen - nicht nur durch Sauerstofflimitationen während des Versuches, sondern auch durch eine anoxische Bedingungen nicht adaptierte Mikrobiozönose dieser tiefen, generell anaeroben Sedimentschichten.

Jedoch muß die Zuordnung der Ergebnisse, die mit der ARAS-Technik gewonnen werden, zu entsprechenden ökologischen Situationen, die sich in der Abfolge ergeben können, im Verlauf der Forschungsarbeiten noch schärfer determiniert werden.

Der ARAS SensorBSB kann damit einen Parameter liefern, den man als *potentiellen* Sauerstoffbedarf von Sedimenten mit Substratcharakteristik bezeichnen könnte.

Über Möglichkeiten und Grenzen der Anwendung eines solchen Wertes in der aquatischen Ökologie soll im Kapitel 5 dieser Abhandlung berichtet werden.

5 Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes des Meßsystems ARAS SensorBSB in der aquatischen Ökologie

Die Erfahrungen, die mi dem in Punkt 4 dargestelltem Fallbeispiel und anderen Gewässeruntersuchungen mit verschiedenen Fragestellungen (vgl. hier z.B. SCHLUNGBAUM und KRÜGER 1997; SCHLUNGBAUM und BAUDLER, 1998; SCHLUNGBAUM und KWIATKOWSKI, 1997 sowie KWIATKOWSKI, SCHLUNGBAUM und GRABERT, 1997) gewonnen wurden, werden an dieser Stelle zusammenfassend dargestellt:

Möglichkeiten

- Erfassung des gesamten Zehrvermögens (-potentials) von Sedimenten - interessant für Abschätzungen und Bilanzierungen
- momentanes Sauerstoffdargebot im Gewässer ist nicht entscheidend
- Meßvorgang gestaltet sich relativ schnell und stabil
- Vorhydrolyse eröffnet Differenzierungsmöglichkeiten der Abbaubarkeit
- Angabe der Sauerstoffzehrung mit Frischmassebezug (**Gewässerbezug**) und mit Substratbezug (**Substratcharakterisierung-Abbaugrad**)
- Differenzierungs- und Steuermöglichkeiten einer Labormethodik

Grenzen

- Verfahren ist gerätespezifisch
- keine Sauerstoffzehrungsmessung von natürlichen Wasserproben möglich (untere Meßbereichsgrenze)
- Eingrenzung der natürlichen Mikrobiozönose durch Wahl der Sensororganismen
- nur eine biologische Zehrkomponente wird erfaßt
- Interpretation der Vorhydrolyse

Weitere Meßserien werden dazu dienen, die aufgezeigten Möglichkeiten nutzbringend einzusetzen, sowie die Grenzen des Verfahrens einzuschränken bzw. Interpretationsmöglichkeiten dieser aufzuzeigen.

Literatur

- BfG (1997). Materialien zur Qualitätssicherung bei der Untersuchung von Sedimenten und Böden - Referenzmaterialien. Tagung der Bundesanstalt für Gewässerkunde. Berlin 4.11.1997.
- DIN 38409 H51: Bestimmung des Biochemischen Sauerstoffbedarfs in n Tagen.
- DIN 380409 H52: Bestimmung der Sauerstoffzehrung in n Tagen.
- EU (1998). Geänderter Vorschlag für eine Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (16./17.6.1998). EU-Rat 9710/98: 91 S.

- EU (1999). Geänderter Vorschlag für eine Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (gemeinsamer Standpunkt) 2.3./8.3.1999. EU-Rat 6404/99: 99 S.
- FRIEDRICH, G. (1997). Der Saprobienindex -Allheilmittel für die Gewässerbewertung? - Intern. Symp. 28./29.11. 1996, "Lebensraum Gewässer - nachhaltiger Gewässerschutz im 21. Jahrhundert".- Hrsg.: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser/Wasserwirtschaftsverband Baden-Württemberg.
- GRABERT (1999). persönliche Mitt.
- LAWA (1998).-Gewässerbewertung- stehende Gewässer. vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Entwurf LAWA, Januar 1998: 1-74.
- HALL, E. A. H. (1995). Biosensoren. Springer-Verlag Berlin Heidelberg: 409 S.
- KAYSER, R. (1999). Der Summenparameter CSB -Aussage, Bedeutung, Nutzen, - Mat. 10. Magdeburger Abwassertage, Dr. Bruno Lange GmbH Berlin Düsseldorf, 6.-7. Oktober 1999: 43-48.
- KRÜGER, O. (1998). Untersuchungen zur Ökologie, Gewässerbeschaffenheit und Sedimentstruktur an ausgewählten Seen Mecklenburg-Vorpommerns unter dem Gesichtspunkt einzuleitender Sanierungsmaßnahmen über die Senkung interner Phosphorbelastung. - Abschlußbericht an die Deutsche Bundesstiftung Umwelt.
- KRÜGER, O.; SCHLUNGBAUM, G. und SCHUBERT, E. (1999/2000). Die Sanierung und Restaurierung des Neustädter Sees - ein Konzept aus ökologischer, ökonomischer und technischer Sicht. Tagung der DGL in Rostock. im Druck.
- KWIATKOWSKI, B. (1996). Studien zum Sauerstoffhaushalt von Oberflächengewässern sowie Untersuchungen zu Einsatzmöglichkeiten des ARAS SensorBSB bei der Ermittlung der Sauerstoffzehrung von Sedimenten. - Diplomarbeit. Fachbereich Biologie, Universität Rostock.
- KWIATKOWSKI, B. und SCHLUNGBAUM, G. (1997): Neue Meßtechnik für die Sedimentsauerstoffzehrung. - Tagungsband des German Language Branch der Society of Environmental Toxicology and Chemistry in Aachen.
- KWIATKOWSKI, B.; SCHLUNGBAUM, G. und GRABERT, E. (1996). Eine Möglichkeit zur Differenzierung der Sauerstoffzehrungsleistung von Sedimenten der Darß-Zingster Boddenkette mit Hilfe der ARAS SensorBSB Technik. - Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 4: 47-56.
- KWIATKOWSKI, B.; SCHLUNGBAUM, G. und GRABERT, E. (1997). Neue Möglichkeit zur Bestimmung der Sedimentsauerstoffzehrung durch den Einsatz des ARAS SensorBSB. - Mat. der Jahrestagung der Fachgruppe Wasserchemie. 1997 Lindau: 313-319.
- MALZ, F. (1999): Analytik im Wandel der Zeit. - Mat. 10. Magdeburger Abwassertage, Dr. Bruno Lange GmbH Berlin Düsseldorf, 6.-7. Oktober 1999: 103-118.
- PANKOW, H. und WASMUND, N. (1994). Produktionsbiologie und Soziologie des Phytoplanktons der Darß-Zingster Boddenkette. - Rostock. Meeresbiolog. Beiträge. 2 61 -68.
- PSENNER, R.; PUCSKO und SAGER, M. (1984). Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorverbindungen im Sediment. - Arch. Hydrobiol. Suppl., 70/1: 111-155.
- RIECHERT, F.; JÄHNING, B.; KLINGNER, E. und THIELE, St. (1995). Mikrobielle Sensoren für Geräte zur Prozeßüberwachung und BSB-Bestimmung. - vom: Prüfgerätewerk Medingen GmbH.
- RIEDEL, K. (1993a). Microbial sensors and their applications in environment. - Experimental Technique of Physics, Vol 40, No. 1: 63-76.
- RIEDEL, K. (1993b). Schnellbestimmung des Biochemischen Sauerstoffbedarfs mit mikrobiellen Sensoren - ein Überblick. - Vom Wasser 81: 243-256.
- RIEDEL, K. und UTHEMANN, R. (1994). Sensor BSB - ein neuer Summenparameter. - Wasserwirtschaft/Wassertechnik, 2/94: 35-39.
- RIEDEL, K.; LANGE, K.-P.; STEIN, H. J.; KÜHN, M.; OTT, P. und SCHELLER, F. (1990). A microbial sensor for BOD. - Water Res. 24: 883-887.
- ROYAL COMMISSION REPORT (1904).
- SCHELLER, F. W.; WOLLENBERGER, U.; PFEIFFER, D.; MAKOWER, A.; PAESCHKE, M.; NEUMANN, B.; HEYN, S.-P. und RIEDEL, K. (1992). Elektrochemische Biosensoren - Grundlagen, Anwendungen und Perspektive. - Dechema - Monographien Band 126 - VCH Verlagsgesellschaft: 201-207.
- SCHIEWER, U.; SCHUMANN, R.; HEERKLOSS, R. und KLINKENBERG, G. (1994). Hypertrophierung der Darß-Zingster Boddenkette - Struktur- und Funktionsveränderungen im Plankton. - Rostock. Meeresbiolog. Beiträge. 2: 149-177.

- SCHLUNGBAUM, G. (1979): Untersuchungen über die Sedimentqualität in den Gewässern der Darß-Zingster Boddenkette unter besonderer Berücksichtigung der Stoffaustauschprozesse zwischen Wasser und Sediment. - Habilitationsschrift (Dissertation B), Fakultät für Biologie, Chemie und Agrarwissenschaften, Universität Rostock.
- SCHLUNGBAUM, G. (1999): Die EU-Rahmenrichtlinie für eine gemeinsame Wasserpolitik aus besonderer Sicht der Ökologie der Ästuare und Küstengewässer. - Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 7: 5-43.
- SCHLUNGBAUM, G.; BAUDLER, H. und NAUSCH, G. (1994a): Die Darß-Zingster Boddenkette - ein typisches Flachwasser- Ästuar. - Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 2: 5-26.
- SCHLUNGBAUM, G.; NAUSCH, G. und BAUDLER, H. (1994b): Sedimentstruktur und Sedimentdynamik in den Darß-Zingster Boddenkettengewässern. - Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 2: 27-40.
- SCHLUNGBAUM, G. und BAUDLER, H. (1998). Neubau der Hafenanlage Barth - Gutachterliche Prognose zur möglichen Beeinflussung der Gewässerbeschaffenheit im neuen Hafengebiet. - Eine Umweltverträglichkeitsstudie: 93 S.
- SCHLUNGBAUM, G. und BAUDLER, H. (1999a). Struktur und Funktion der Küstengewässer. Kap. 1.2 in R. Guderian und G. Gunkel (Ed): Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie Bd. 11/1, Springer-Verlag Heidelberg: 45-80.
- SCHLUNGBAUM, G. und BAUDLER, H. (1999b). Gewässergütebericht für die Darß-Zingster Boddenkette 1996-1998 (1999) mit Vergleichen zur Langzeitentwicklung-II. - zusammenfassender Bericht im Auftrag des Umweltministeriums Mecklenburg - Vorpommern (3 Bände).
- SCHLUNGBAUM, G. und KRÜGER, O. W. (1997). Projekt "Sanierung Neustädter See - Vorphase 1997". Abschlußbericht. Auftraggeber: STAUN Schwerin/lbS Schwerin.
- SCHLUNGBAUM, G. und KRÜGER, O. W. (1999). Wissenschaftliche Begleitung der Sanierungs-/Restaurierungsmaßnahme am Neustädter See und erste Untersuchungen zu ökologischen Folgewirkungen. Projektbericht. November 1999.
- SCHLUNGBAUM und KRECH (1999): Klassifizierung und Bewertung von Seen - die Entwicklung von Seentypensystem bis zur EU- Wasserrahmenrichtlinie. - Rostock. Meeresbiolog. Beitr. Z, 45-63.
- SCHLUNGBAUM, G. und KWIATKOWSKI, B. (1997). Neue Erkenntnisse zur Messung der Sedimentsauerstoffzehrung mit Hilfe des SensorBSB. - Tagungsband der Achten Magdeburger Abwassertage: 45-52.

Verfasser

Dipl.-Biol. Bernd Kwiatkowski
 Prof. Dr. habil. Günter Schlungbaum
 Universität Rostock
 FB Biologie
 18051 Rostock

Dr. Elmar Grabert
 Dr. Bruno Lange GmbH
 Industriemeßtechnik
 -Abt. Biotests-
 Willstätterstr. 11
 40549 Düsseldorf

Olaf W. KRÜGER, Günter SCHLUNGBAUM

Die Sanierung und Restaurierung des Neustädter Sees - ein Konzept aus ökologischer, ökonomischer und technischer Sicht

Abstract

The Neustadt lake is situated in the north-east of Germany. It has an area of about 1.2 square kilometres and is 32 meters deep.

A survey is given about loadings with nitrogen and phosphorus for this eutrophicated lake. The sediment and the water were investigated before and during the restoration in the spring of 1999 and after this time. It was sucked of fresh material from the depth of the lake during 4 weeks. The aim of this restoration was the deletion of phosphorus, which is the main cause for the eutrophication.

1 Einleitung

Der Neustädter See ist eines von vielen klein- bis mittelgroßen Gewässern in Mecklenburg-Vorpommern. Seine Fläche beträgt $1,2 \text{ km}^2$, er hat ein Wasservolumen von $8,3 \times 10^6 \text{ m}^3$ und eine Maximaltiefe von 32 m. Er hatte bis vor wenigen Jahren noch einen mesotrophen Zustand, der sich aber mittlerweile in einen eutrophen umgewandelt hat. Die Bedeutung des Sees liegt für die Bevölkerung in der Umgebung von Neustadt-Glewe vor allem in seinem Erholungswert als Badegewässer.

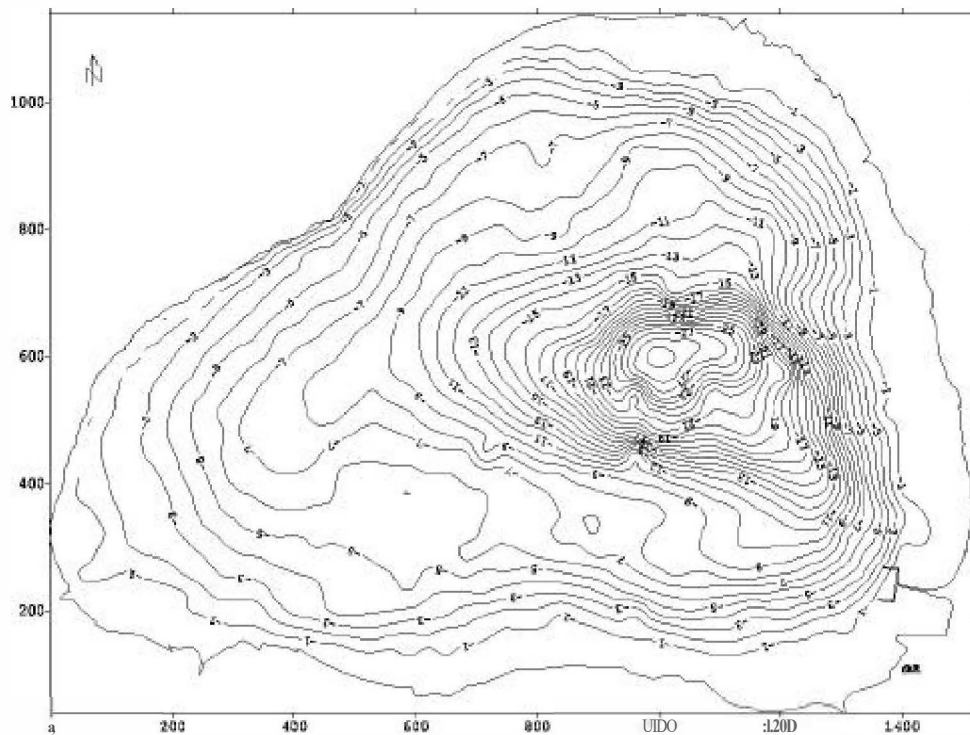


Abb. 1 Tiefenkarte des Neustädter See

Entwicklung des Remesotrophierungsvorhabens

In den letzten Jahren sind enorme Anstrengungen unternommen worden, von Seiten der Stadt, der Region und des Landes um eine Restaurierung des Sees zu bewirken. Ein anfänglich favorisiertes Verfahren zur Absaugung des Tiefenwassers und der Eliminierung des darin gelösten Phosphors (Pelicon Hamburg), wurden nicht durchgesetzt, und so kam es zu einer dem See nicht zuträglichen Verzögerung in der Restaurierung.

Mit dem Peliconverfahren sollte Tiefenwasser direkt über dem Sediment, während der Stagnationsphase abgesaugt werden. Das Wasser wird mittels Fällung vom SRP gereinigt und wieder dem See zugeführt. Dabei wird das, entlang dem entstehenden Konzentrationsgefälle, vermehrt aus dem Sediment rückgelöste Phosphat mit eliminiert. Allerdings treten bei dieser sehr sanften Methode verschiedenste Probleme auf:

- Ein zu sehendes Hauptproblem liegt in der geringen Rücklösungsgeschwindigkeit des Phosphates und der doch langsamen Transportprozesse an die Sediment-Oberfläche. D.h. es könnte damit gut eine geringe Oberflächenschicht behandelt werden, dagegen im Tiefenbereich des Sedimentes ist die Wirkungsweise anzuzweifeln.
- Falls überhaupt ist ein sehr langer Zeitraum (bis Jahrzehnte) dafür einzuplanen.

Klare Vorteile dieses Verfahrens sind dagegen:

- in den geringen Kosten der Anlage selbst und den geringen laufenden Kosten zu sehen,
- in einem gezielten Betrieb der Anlage während der Stagnationsphasen und in der Tatsache, daß es sich um eine
- sehr sanfte Methode handelt.

Für den Neustädter See wurde dieses Verfahren sowohl aus zuvor genannten Gründen als auch aus verwaltungstechnischen Gründen im Ausschreibungsverfahren abgelehnt.

Damit änderte sich der Zustand des Sees in den folgenden Jahren stark zum Schlechteren, vor allem durch seine enorme innere P-Düngung. Die Auswirkung war an dem rasanten Sauerstoffschwund in dem sich schnell bildenden Hypolimnion der Frühjahre 1997 und 1998 zu sehen. Die Gesamt P-Konzentrationen im Hypolimnion stiegen bis auf 0,2 mg P/l an. Weiterhin machte sich eine starke Abnahme der Sichttiefe auf nur noch 0,8 m bemerkbar.

Durch diese sichtbare drastische Verschlechterung des ehemals mesotrophen Sees wurde für 1999 eine Restaurierung durch Absaugung des Tiefenbeckens avisiert.

Für die Maßnahme kam ein Saugbagger der holländischen Firma ECO, welche durch die Firma Bilfinger+Berger (Umweltverfahrenstechnik GmbH) engagiert wurde, zum Einsatz. Diese Anlage arbeitet computergestützt und satellitengesteuert. Dabei ist das Oberflächensediment in einem Mischungsverhältnis Sediment : Wasser von 1:1 bis 1:3 (mündliche Mitteilung durch Mitarbeiter der Firma) aus dem See gefördert worden. Das Gemisch wurde dann über eine Druckleitung bis zu den vorher bereitgestellten Polderflächen (Spülfelder) in Seenähe transportiert und in eben diese eingespült.

Die Polderflächen werden in einem zweistufigen Plan bis zum Jahr 2001 wieder der landwirtschaftlichen Nutzung zugeführt.

Im Folgendem wird die Seeentwicklung im Jahr 1999 dokumentiert und in Bezug zu der im April und Mai 1999 stattgefundenen Sedimentabsaugung gestellt. Es werden Aspekte des Wasserkörpers und des Sedimentbereiches berücksichtigt. Untersuchungen vor der Maßnahme fanden vom 15. bis 19.03. und am 14.04.1999 statt. Die Absaugphase reichte ohne technische Vorbereitung vom 28.04. bis 26.05.1999. In diesem Zeitraum wurde eine Beprobung des Wasserkörpers im Dreitagesrhythmus eingehalten. Parallel ist das Ablaufwasser- Sedimentgemisch während des Anlagenbetriebes stündlich zur Untersuchung gekommen. Im Anschluß an diese Intensivmaßnahme wurde eine lückenlose Untersuchung des Sees in etwa 3-wöchigem Abstand realisiert. Der letzte in diesem Beitrag ausgewertete Termin lag am 01.11.1999.

2 Seevoranalyse 1999

2.1 Wasser

Die Voranalyse hat hinsichtlich der Wasserwerte keine überraschenden Ergebnisse geliefert. Ortho-Phosphat ist im Freiwasser kaum nachweisbar und die Gesamphosphorwerte liegen im Bereich um 0,05 mg/l. Ähnlich niedrige Werte sind auch für Nitrit, Nitrat und Ammonium zu verzeichnen. In diesen Werten spiegelt sich eine typische Situation des zeitigen Frühjahres wider. Die Sichttiefe von 1,30 m ist zu diesem Zeitpunkt ebenfalls nicht besonders auffällig.

2.2 Sediment

Zur Voranalyse wurde ein Sedimentkern von 2 m Länge gewonnen. Dem ist im Vergleich eine Einzelprobe aus 8 m Sedimenttiefe gegenübergestellt worden.

Die Auswertung nach allgemeinen sedimentologischen Parametern hat ein sehr einheitliches Bild über die gesamte Tiefe hervorgebracht. Der Wassergehalt liegt permanent um 90 %. Die organischen Gehalte schwanken zwischen 45 und 60 %, mit zwei Ausnahmen bei 1,4 und 1,5 m Tiefe. Größere Differenzierungen sind in der Korngröße zu finden, ohne aber einen Gradienten in die eine oder andere Richtung zu zeigen. Sie schwankt zwischen 0,1 und bis zu 0,5 mm. Dieses Phänomen ist auch in früheren Untersuchungen zu beobachten und nach weiteren Untersuchungen darauf zurückzuführen, daß grobes faseriges Material auf dem oberen (gröbsten) Sieb aufgefangen wird, welches zum größten Teil organischen Ursprungs ist (siehe Tab. 1).

Tabelle 1 Verteilung des organischen Gehaltes und des Gesamtphosphors über die einzelnen Siebfractionen

| Sediment | mittlere Korngröße (mm) | % - Anteil Kornfraktionen | Wassergehalt (%) | arg. Gehalt (%) | ges. P** (mg/g TM) | Anteil der Fraktionen (% der Gesamtsubstanz) | |
|----------------|-------------------------|---------------------------|------------------|-----------------|--------------------|--|--------------------|
| | | | | | | arg. Gehalt (%) | ges. P** (mg/g TM) |
| 10+20+30 cm | 0,2 | | 92,4 | 50,8 | 2,3 | | |
| >1 mm | *** | 0,9 | *** | 70,8 | 1,7 | 0,6 | 0,01 |
| 0,5-1 mm | *** | 1,7 | *** | 58,7 | 1,0 | 1,0 | 0,02 |
| 0,2-0,5 mm | *** | 43,9 | *** | 54,2 | 2,6 | 23,8 | 1,12 |
| 0,1-0,2 mm | *** | 16,7 | *** | 52,4 | 2,4 | 8,8 | 0,40 |
| 0,063-0,1 mm | *** | 6,7 | *** | 58,8 | 2,2 | 3,9 | 0,15 |
| Summe: | | | | | | <u>38,1</u> | <u>1,71</u> |
| <0,063 mm | *** | 30,1 | | | | 12,7 | 0,56 |
| 40+50 cm | 0,2 | | 92,1 | 50,5 | 2,2 | | |
| >1 mm | *** | 0,9 | *** | 71,8 | 2,9 | 0,7 | 0,0 |
| 0,5-1 mm | *** | 1,6 | *** | 56,1 | 3,0 | 0,9 | 0,0 |
| 0,2-0,5 mm | *** | 42,7 | *** | 55,0 | 2,4 | 23,5 | 1,0 |
| 0,1-0,2 mm | *** | 14,6 | *** | 42,9 | 1,9 | 6,3 | 0,3 |
| 0,063-0,1 mm | *** | 12,4 | *** | 57,6 | 2,5 | 7,2 | 0,3 |
| Summe: | | | | | | <u>38,5</u> | <u>1,70</u> |
| <0,063 mm | *** | 27,7 | | | | 12,0 | 0,54 |
| 90+100+110 cm | 0,3 | | 89,9 | 46,7 | 2,1 | | |
| >1 mm | *** | 2,6 | *** | 72,1 | 1,8 | 1,9 | 0,0 |
| 0,5-1 mm | *** | 6,7 | *** | 56,6 | 1,5 | 3,8 | 0,1 |
| 0,2-0,5 mm | *** | 60,9 | *** | 42,2 | 1,6 | 25,7 | 0,9 |
| 0,1-0,2 mm | *** | 11,8 | *** | 36,3 | 1,1 | 4,3 | 0,1 |
| 0,063-0,1 mm | *** | 3,6 | *** | 59,2 | 1,7 | 2,1 | 0,1 |
| Summe: | | | | | | <u>37,8</u> | <u>1,28</u> |
| <0,063 mm | *** | 14,3 | | | | 8,8 | 0,79 |
| 140+150+156 cm | 0,5 | | 94,0 | 68,7 | 1,3 | | |
| >1 mm | *** | 27,1 | *** | 78,3 | 1,0 | 21,2 | 0,3 |
| 0,5-1 mm | *** | 21,6 | *** | 78,7 | 1,1 | 17,0 | 0,2 |
| 0,2-0,5 mm | *** | 33,1 | *** | 66,0 | 0,9 | 21,9 | 0,3 |
| 0,1-0,2 mm | *** | 7,5 | *** | 62,2 | 0,9 | 4,7 | 0,1 |
| 0,063-0,1 mm | *** | 1,4 | *** | 76,5 | 1,2 | 1,1 | 0,0 |
| Summe: | | | | | | <u>65,8</u> | <u>0,88</u> |
| <0,063 mm | *** | 9,2 | | | | 2,9 | 0,42 |
| 190 cm | 0,4 | | 77,5 | 14,7 | 0,2 | | |
| >1 mm | *** | 21,2 | *** | 27,1 | 0,2 | 5,7 | 0,0 |
| 0,5-1 mm | *** | 16,6 | *** | 28,2 | 0,0 | 4,7 | 0,0 |
| 0,2-0,5 mm | *** | 54,5 | *** | 7,9 | 0,1 | 4,3 | 0,1 |
| 0,1-0,2 mm | *** | 7,2 | *** | 6,3 | 0,1 | 0,5 | 0,0 |
| 0,063-0,1 mm | *** | 0,1 | *** | *** | *** | *** | *** |
| Summe: | | | | | | <u>15,2</u> | <u>0,11</u> |
| <0,063 mm | *** | 0,4 | | | | -0,5 | 0,14 |

** ges. P Bestimmung als o-PO₄-P nach HCl-Aufschluß aus der Asche

*** keine Probe ausgewertet

Der Gehalt von CaCO_3 ist mit durchschnittlich 2,3 % der Trockenmasse sehr gering und zeigt unter Umständen eine kleine Erhöhung in den oberen 30 cm des Sedimentkernes.

Auffällig und sofort auch optisch ansprechbar war ein Sandband, welches sich sehr scharf im Horizont von 1,57 m abzeichnete und eine Dicke von 3 cm aufwies. In diesem Bereich wurde auch ein wesentlich geringerer Wassergehalt von 76 % gemessen und ein organischer Gehalt von nur 14 % bestimmt.

zusammenfassend gilt, daß es sich um ein durchgehend schlickiges, stark komprimiertes Sediment mit hohem bzw. sehr hohem organischen Gehalt und Wassergehalt handelt. Es konnte sowohl optisch als auch anhand von typischen Sedimentparametern keine Auflageschicht definiert werden.

2.3 Polderflächen

Durch die homogene Fläche, welche im Nordwesten des Sees als Spülfeldfläche ausgewählt wurde, sind die drei einzelnen Polderflächen mit je einer Probe Oberflächenboden charakterisiert worden.

Dabei hat sich folgendes Ergebnis (siehe Tab. 2) herausgestellt:

Tabelle 2 Typische Parameter zur Kennzeichnung der Polderflächen

| Sediment | Wassergehalt (%) | org. Gehalt (%) | CaCo3 (mg/gTS) | CaCo3 (% TS) | mittlere Korngröße (mm) |
|----------|------------------|-----------------|----------------|--------------|-------------------------|
| Polder 1 | 13,1 | 3,5 | 3,22 | 0,3 | 0,322 |
| Polder 2 | 15,5 | 4,5 | 3,95 | 0,4 | 0,395 |
| Polder 3 | 12,2 | 3,0 | 2,94 | 0,3 | 0,294 |

3 Limnologie des Neustädter Sees während der Intensivmaßnahme

Die Beprobung erstreckt sich vom 29.04. bis zum 26.05.1999. Es wurde ein dreitägiger Rhythmus für die Wasseruntersuchungen gewählt, um einerseits Veränderungen im See zu dokumentieren und bei Bedarf zu handeln und andererseits, weil ein noch dichter Rhythmus nicht durchführbar gewesen wäre. Die Untersuchungen gliedern sich in die Seeuntersuchung und parallel in die Untersuchungen zum Ablauf aus der Sauganlage.

3.1 Wasser

3.1.1 Insitu-Parameter

Bei den insitu-Messungen handelt es sich um Messungen mit einer ME-OCT-Meeressonde mit Rechnereinheit. Es werden die Temperatur, der pH-Wert, die Salinität und der Sauerstoff (in %-Sättigung und Konzentration) über die Tiefe aufgezeichnet. Im Neustädter See ist eine Tiefeneinteilung von 1 m als ausreichend bewertet und realisiert worden.

Es findet genau während der Absaugphase die stabile Temperatureinschichtung des Sees statt. Bis zum 02.06.1999 ist eine stabile Sprungschicht als Grenzschicht zwischen Epi- und Hypolimnion ausgebildet. Dem folgt eine schnelle Abnahme des Sauerstoffs im Tiefenbereich bis zu einer Sauerstofffreiheit im Grundbereich.

Der pH-Wert liegt wie auch schon in den letzten Jahren bei ca. 9 im Epilimnion und geht im Hypolimnion auf 7,3 bis 7,5 zurück. Auch bei der Leitfähigkeit ist über den gesamten Zeitraum keine Auffälligkeit zu verzeichnen. Der Pegelstand des Sees wurde durch die Absaugung nicht beeinflusst. Es ist eine Abnahme des Pegels von 90 auf 82 zu verzeichnen, was mit 80 mm im normalen Schwankungsbereich für diesen See liegt.

Eine in diesem Jahr erstmals wieder aufgetretene Besonderheit ist dennoch auffällig. Es wurden relativ hohe Sichttiefen für das Gewässer in dem Gesamtzeitraum festgestellt.

Tabelle 3 Sichttiefen

| Datum | Secchitiefe [m] | Datum | Secchitiefe |
|----------|-----------------|----------|-------------|
| 29.04.99 | 1,10 | 14.05.99 | 1,20 |
| 02.05.99 | 1,60 | 17.05.99 | 1,60 |
| 05.05.99 | 1,00 | 20.05.99 | 1,40 |
| 08.05.99 | 1,00 | 23.05.99 | 1,80 |
| 11.05.99 | 1,20 | 26.05.99 | 1,90 |

Sie steigen allmählich von 1,10 m auf 1,90 m an. Es sei an dieser Stelle bemerkt, daß sich dieser Effekt auch im weiteren Jahresverlauf fortsetzen wird. Diese Tatsache ist momentan nur schwer zu erklären. Als wahrscheinliche Möglichkeiten sei folgendes postuliert:

- Die Absaugung hat durch Aufwirblungen im Tiefenbereich Kondensationskerne bereitgestellt, an denen eine Anlagerung von Plankton stattgefunden hat. Dieses Material ist dann im Gegensatz zu einem unbeeinflussten Wasserkörper sehr schnell abgesunken. Daher ist es möglich, daß kaum Planktonblüten

stattgefunden haben und der See über diesen internen Klärungsprozeß „sauberer“ erscheint.

- Es kommt hin und wieder vor, daß sonst übliche Frühjahrsblüten des Phytoplanktons ausfallen und damit auch keine Grundlage für ein rasches Zooplanktonwachstum geben. Da aber das Plankton ein Hauptfaktor für die Trübung, welche sich in der Secchitiefe widerspiegelt, ist, kann die relativ hohe Sichttiefe nicht zwingend als Folge der Sedimentabsaugung betrachtet werden.

Die Untersuchung eines weiteren Jahresganges kann Aufschluß über die Ursachen geben.

3.1.2 Wasseranalysen

Für die Wasseranalyse wurde im Abstand von 5 m eine Probe über der tiefsten Seestelle genommen. Parallel dazu sind Oberflächenproben und Proben in 2 und 5 m Wassertiefe am Seerand auf der West- und Ostseite des Sees beprobt worden. Nach Standardmethoden wurden daraus die Konzentrationen für:

- Ammonium-N
- Nitrit-N
- Nitrat-N
- Gesamtstickstoff
- ortho-Phosphat-P
- Gesamtphosphor
- Seston
- Chlorophyll a

bestimmt.

Die ohnehin im Frühjahr geringen Ammoniumwerte mit etwa 0,3 mg NH₄-N/l im Tiefenbereich sinken in den ersten Tagen der Baggerung noch ab. Nach etwa 8-10 Tagen kommt es zum leichten Anstieg der Konzentration und bildet dann einen stabilen Zustand bis zum Ende der eigentlichen Maßnahme.

Das Nitrit ist als Zwischenprodukt bei der Denitrifikation in diesem Zeitraum erwartungsgemäß mit höchstens 0,01 mg NO₂-N/l zu vernachlässigen.

Nitrat ist mit etwa 0,05 mg NO₃-N/l auch nur in geringer Konzentration vorhanden, steigt aber etwa zur Mitte der Zeit der Maßnahme deutlich im Tiefenbereich an und pendelt sich dann jedoch schnell wieder auf das geringe Niveau ein.

Auch in der Summe der Stickstoffparameter ist die niedrige Ausgangskonzentration und der Trend zur leichten Erhöhung während der Maßnahme zu erkennen.

Ähnlich wie mit den Stickstoffkonzentrationen ist es auch mit denen des Phosphors. Mit Beginn der Maßnahme sinken die Konzentrationen auf ein Minimum ab. Danach kommt es zu einem sehr geringen Anstieg bis zum Maßnahmenende. Ein kurzzeitiges Maximum wird am 17.05.1999 erreicht, ist aber mit etwa 0,08 mg o-PO₄-P/l und 0,09 mg ges. P/l für diesen See noch gering.

Anders als bei den Nährstoffen ist beim Seston, dem Schwebenden im Wasserkörper, eine höhere Konzentration in der oberen Wassersäule zu erkennen, was mit dem Anteil an Phyto- und Zooplankton in Zusammenhang zu bringen ist. Ein starker Anstieg bis zum Maximum von 8,8 mg/l ist am 17.05.1999 aufgetreten.

Wenn man Nährstoffe und Seston zusammen betrachtet ist ersichtlich, daß am 17.05.1999 im Tiefenbereich eine Besonderheit aufgetreten sein muß, welche intensiv das Sediment aufgewirbelt hat. Durch eine Aufwirbelung ist die steigende Sestonkonzentration zu erklären. Außerdem würde es zu einer vermehrten Nährstofffreisetzung kommen, was sich auch in den Werten widerspiegelt.

3.1.3 Plankton

Sowohl das Zooplankton als auch das Phytoplankton zeigt im Verlauf der Sanierungsmaßnahme keine Besonderheiten. Es ist allgemein eine geringere Planktonkonzentration im Vergleich zu den Vorjahren festzustellen. Im betrachteten Zeitraum hat es keine Blüten gegeben. Das Zooplankton wird ganzzeitig von Copepoden dominiert.

Beim Phytoplankton hingegen ist ein Wechsel von einer Bacillariophyceen- über eine Cyanophyceen- zu einer Chlorophyceendominanz zu verzeichnen. Trotz dieser Schwankungen ist die Planktonkonzentration gering.

4 Limnologie des Neustädter Sees nach der Maßnahme

Um eine Entwicklung des Gewässers nach dem Eingriff zu verifizieren wurde eine etwa 3-wöchige Beprobung aufrechterhalten. Bei diesen Untersuchungen wurden hauptsächlich Wasserparameter beachtet. An verschiedenen Terminen sind zusätzlich Proben von der neu geschaffenen Sedimentoberfläche analysiert worden.

4.1 Wasser

4.1.1 Insitu-Parameter

Die im Abschnitt 3.1.1 beschriebene schnelle Einschichtung bleibt während des gesamten Sommers stabil erhalten. Ende Oktober ist eine beginnende Auflösung der Sprungschicht zu erkennen. Dieser Prozeß setzt sich bis zum 01.11.1999 fort. Dementsprechend ist das Hypolimnion sehr lange einem sauerstofffreien Zustand ausgesetzt, was zur Folge hat, daß anaerobe Rücklöseprozesse aus dem Sediment stattfinden konnten. Die weiteren Parameter pH-Wert und Leitfähigkeit sind im Gesamtzeitraum wenig auffällig und kaum verschieden zu den Vorjahren.

Größere Abweichungen sind im Vergleich zu 1996-1998 in der Sichttiefe zu finden (siehe Tabelle 4).

Tabelle 4 Sichttiefe

| Datum | Secchitiefe ml | Datum | Secchitiefe ml |
|----------|----------------|----------|----------------|
| 02.06.99 | 2,60 | 08.09.99 | 2,00 |
| 30.06.99 | 2,80 | 04.10.99 | 1,10 |
| 20.07.99 | 2,10 | | |
| 16.08.99 | 1,60 | | |

Am 30.06.1999 wird ein Maximalwert von 2,8 m erreicht, der auf eine sehr partikelarme Wasserqualität schließen läßt.

Auch der Seepiegel, der bis zum Ende der Maßnahme recht stabil geblieben ist, sank über den trockenen Sommer um 40 cm auf einen Pegel von 44 am 01.11.1999.

4.1.2 Wasseranalysen

Wichtige Stickstoffparameter sind im Jahresverlauf der Nitrat-N und der Ammonium-N. Nitrat-N steht mit anhaltender Anaerobität als Sauerstoffdonator zur Verfügung und wird dabei im Prozeß der Nitratammonifikation zum Ammonium-N umgewandelt. Dabei gibt es den Sauerstoff ab. Als Zwischenprodukt dieses Vorganges entsteht kurzzeitig der instabile Nitrit-N, er spielt hier für weitere Betrachtungen keine Rolle.

Der Nitrat-N ist mit dem 01.07.1999 fast völlig aus dem Hypolimnion eliminiert und kommt bis zum Ende der Beprobungen am 01.11.1999 nur in geringsten Konzentrationen vor.

Auf Grund der beschriebenen Prozesse nimmt die Ammonium-N-Konzentration stetig bis zum Maximum von 0,9 mg/l am 08.09.1999 zu. Danach ist wahrscheinlich durch die allmähliche Verschiebung der Sprungschicht in tiefere Regionen ein Abfall zu beobachten, der jedoch im Novemberwert nicht mehr zu registrieren ist. Die Ammonium-N-Werte sind gegenüber dem Vorjahr nicht auffällig abweichend.

Bei dem Nährstoff ortho-Phosphat kann man deutlich eine Rücklösung aus dem Sediment mit dem Anhalten der Sauerstofffreiheit erkennen. Ortho-PO₄-P steigt bis auf einen Wert von 0,2 mg/l im Tiefenbereich 20-25 m und 0,16 mg/l im Bereich 15-20 m an. Dieses ist trotz oder gerade wegen der neuen, bisher in 1 m Sedimenttiefe gelegenen, Oberfläche ein beachtlicher Wert. Wenn man das Wasservolumen des 20 m-Bereiches bedenkt, welches $0,268 \times 10^6 \text{ m}^3$ beträgt, dann sind über das Jahr etwa 188 kg o-PO₄-P eingetragen worden. Es ist davon auszugehen, daß die größte Menge aus der Rücklösung aus den Sediment stammt. Daher ergibt sich bei einer Fläche von 61400 m², daß etwa 3g o-PO₄-P/m² rückgelöst wurden.

Der Sestongehalt, welcher sich hauptsächlich aus Plankton und Detritus zusammensetzt, ist während der Absaugung angestiegen, d.h. der See wurde mit verstärktem Materialeintrag belastet. Dieser Input, hauptsächlich im Tiefenbereich

des Sees, läßt auf eine Aufwirbelung schließen. Es wird das Seston über den Gesamtzeitraum nur langsam wieder abgebaut bzw. sinkt aus dem Freiwasser ab. Der sommerliche Anstieg in den oberen Wasserregionen ist normal und auf die Zunahme des Planktons zurückzuführen. Dieses im Epilimnion gebildete Material sinkt dann ins Hypolimnion ab, wird dabei schon teilweise abgebaut, und bildet so die neue Präsedimentauflage von wenigen Millimetern.

zusammenfassend zu der wasseranalytischen Problematik ist zu erwähnen, daß die Werte grundsätzlich keine Entscheidung über eine Verbesserung oder Verschlechterung des Seezustandes zulassen. Es steht fest, daß an der Sedimentoberfläche im Zeitraum des 17.05.1999 eine Veränderung stattgefunden hat. Sehr deutlich ist dies in den Sestonwerten, aber auch bei den Nährstoffen zu sehen. Diese Beeinflussung läßt relativ viel Raum für Spekulationen. Eine Erklärung ist ein technischer Defekt der Anlage und somit eine starke Aufwirbelung des Seegrundes. Aber eine ebenso plausible wie wahrscheinliche Variante für dieses Ereignis, ist die Möglichkeit einer massiven Nachrutschung von Sediment in den bis dahin schon abgesaugten Tiefenbereich des Sees. Das solch ein Ereignis stattgefunden hat, läßt sich auch aus den im folgenden diskutierten Sedimentproben herleiten.

4.2 Sediment

Sofort nach der Beendigung der Baggermaßnahme im Neustädter See wurde die neu geschaffene Oberfläche mit Hilfe des Stechrohres nach dem Mondseeprinzip beprobt. Die ersten 5 Kerne wurden am 02.06.1999 gezogen und ausgewertet. Es hat sich herausgestellt, daß kein einheitliches Bild zu entwickeln war. Der Kern 2 wies schon nach 30 cm eine Sandschicht auf und reichte daher auch nicht tiefer. Die anderen Kerne, ebenfalls alle aus dem Tiefenbereich, weisen z.T. eine maximale Eindringtiefe von 80 cm auf. Hier zeichnet sich ab, daß auf allen Kernen schon rein optisch eine etwa 30 cm starke Auflage von frisch sedimentiertem Material vorzufinden ist. Die Wassergehalte dieser Schicht liegen auch etwas höher als im darunter gelegenen Sediment. Ein Indiz, welches für eine Neuauflage des Materials spricht, ist auch der $\text{o-PO}_4\text{-P}$ Gehalt in den 10 cm-Stufen am Kern 3. Hier liegen sie im Oberflächenbereich niedriger als in den folgenden Schichten. Dieses ist durch die Herauslösung des Nährstoffes in das Freiwasser während einer eventuellen Bewegung des Sedimentes (z.B. durch Aufwirbelung oder Rutschung) zu erklären. Dem gegenüber stehen die schwerer löslichen P-Anteile welche im Gesamtposphor mit erfaßt werden. Betrachtet man ebenfalls für den Kern 3 diesen Parameter, so ist die höchste Konzentration an der Oberfläche zu messen, und es ist ein kontinuierlicher Rückgang zu bemerken.

Weitere Untersuchungen an verschiedenen Kernen vom 08.06.1999, 30.06.1999 und 20.07.1999 haben ähnliche Ergebnisse gezeigt.

Das Sediment, egal in welcher Tiefenschicht, hat immer den hohen Wassergehalt von etwa 90 % und einen organischen Gehalt, der zwischen 45 und 65 % schwankt. Diese Werte sind auf keinen Fall signifikant von denen vor der Baggerungsmaßnahme verschieden. Auffällig sind nur die 30 cm Neuauflage und daß z.T. auch Sand gefunden wurde. Das Problem Sand ist mit dieser Methode nicht ausreichend zu klären, da dieses Stechrohr nicht in tiefere Sandschichten eindrin-

gen kann. Es ist also möglich und auf Grund schon früher gefundener dünner Sandbänder in manchen Kernen auch wahrscheinlich, daß es sich dabei um Sandlinsen handelt.

Eine weitere Bestätigung für eine gestörte Oberflächenschicht liefert die Untersuchung verschiedener Kerne nach der PSENNER-Methode zur Fraktionierung von Phosphorverbindungen. Dabei wird der Phosphor in verschiedene Fraktionen entsprechend der Löslichkeit unterteilt.

Auffällig ist, daß im Vergleich alle Fraktionen höhere Konzentrationen als bei Kernen aus den vergangenen Jahren aufweisen. Weiterhin bedeutsam ist das Fehlen bzw. nur geringe Vorhandensein der wasserlöslichen Phase Pi in beiden Kernen und ebenfalls der, unter reduktiven Bedingungen auftretenden, Fraktion BD-Pi. Das Eliminieren dieser Fraktionen wird sehr wahrscheinlich auf die schon erwähnte Beeinflussung der Oberflächenschicht von etwa 20-30 cm zurückzuführen zu sein.

Die Sedimente an der neu geschaffenen Oberfläche sind danach ähnlich reaktiv wie die alte Oberfläche. Anhand der Kerne kann man die Absaugung gut nachvollziehen, man muß aber auch bemerken, daß sofort eine Überschichtung von gut 30 cm vorher resuspendierten Materials stattgefunden hat.

Auch beim Vergleich des Tiefenbereiches mit Hilfe der Echolottechnik der Firma SOSO Jena wird diese Feststellung erhärtet. In den Echogrammdarstellungen ist ständig eine dünne Schicht erkennbar. Diese entspricht der im Kern beobachteten 30 cm Neuaufgabe von Sediment.

Weiterhin ist in allen Aufzeichnungen eine nicht mehr ebene Oberfläche zu beobachten. Es sind teilweise bis zu 50 cm große Löcher oder Hügel zu vermerken. Teilweise hat schon eine Verfüllung dieser so neu entstandenen Räume stattgefunden.

Weiterhin ist bei der Auswertung und dem Vergleich dieser Aufnahme mit solchen von 1997, eine Ausdehnung des 25-30 m Bereiches und eine Neuentstehung des Bereiches tiefer 30 m zu verzeichnen.

5 Ergebnisse der Bohrkernuntersuchungen

Vor und nach der Absaugung des Neustädter Sees sind mit der Unterstützung des UFZ Magdeburg (Dr. SCHARF) mehrere Kerne gebohrt worden. Dabei wurden Tiefen von bis zu 12 m erreicht. Dieser Maximalwert entspricht auch der Gesamtschlammächtigkeit im Tiefenbereich des Neustädter Sees. Die Einzelergebnisse der Untersuchungen sind schon in die verschiedenen Auswertungen mit eingegangen. Hier soll als Zusammenfassung nochmals ein Kern als ein charakteristisches Beispiel detailliert beschrieben und mit Kennwerten belegt werden.

Der Gesamtkern ist jeweils in 2 m-Stücke zerlegt und später zur Einzelprobengewinnung halbiert worden. Aus der ersten Hälfte wurde genügend Material (10 cm Abschnitte) für die Sedimentgrundparameter gewonnen. Außerdem hat anhand der einen Hälfte eine optische Beschreibung stattgefunden:

| | |
|----------------|--|
| <u>0-2 m</u> | |
| 0,00 - 0,48 | Oberfläche; sehr schlickig; kein Sand; fast schwarz; feine Fasern; hoher Wasseranteil |
| 0,48 - 0,90 | „torfig“; stark „durchwurzelt“; fast schwarz; hoher Wasseranteil |
| 0,90 - 1,03 | fast schwarz; dichter; Einlagerungen von Schilfhalmern, kleinen Blättern; keine feinen Wurzeln |
| 1,03-1,39 | heller; grau-braun |
| 1,39-1,405 | Sandband; heller |
| 1,405 - 1,635 | heller; grau-braun |
| 1,635-1,70 | durchbrochene Sand- und Sedimentlagen |
| 1,70-1,86 | heller; grau-braun |
| | |
| <u>2-4 m</u> | |
| 2,26 - 2,275 I | |
| 2,31 - 2,33 I' | Sandlagen |
| 2,47 - 2,49 J | |
| 2,49 - 2,51 | unterbrochene Sandlage |
| 2,625- 2,63 | unterbrochene Sandlage |
| 2,665- 2,68 | schwarze grobe Einlagerungen als Band |
| 2,70 - 2,71 | doppeltes Sandband; jeweils etwa 2mm stark |
| 2,71 - 3,80 | braun; schmierig; sandfrei |
| | |
| <u>4-6 m</u> | |
| 4,00 - 5,29 | dunkel braun; schmierig; kein Sand |
| 4,10 - 4,30 | „Flecken“ |
| 4,40-4,50 | „Flecken“ |
| 4,60-4,61 | rotbraunes Band |
| 4,61 -4,625 | grünes Band |
| 5,29- 5,835 | grob; teilweise faserige Einschlüsse; zunehmend gebändert |
| 5,595 I | |
| 5,615 I' | helle Bande; faserig; beige-grau |
| 5,70-5,71 J | |
| 5,79 | schwarze Bande |
| | |
| <u>6-8 m</u> | |
| 6,00 - 7,18 | deutliche feine Bänderung (1-2 mm starke Bänder); von oben nach unten dunkler werdend; bräunlich - rotbraun - schwarz - hellbraun; kein Sand |
| 6,09 I | |
| 6,25 I' | helle Lage; Pflanzenfasern |
| 6,315 J | |
| 6,75- 6,80 | grobfasriger „Klumpen“; heller bräunlich |
| 7,18 - 7,79 | Bänderung weniger deutlich; Substrat etwas faseriger als oben; kein Sand; dunkel |

8-10 m

| | |
|---------------|--|
| 8,00 - 9,78 | dunkelbraun; fest; kein Sand; schmierig; stark gebändert ab 8,49 m |
| 8,49 - 8,495 | grau; feinkörnig |
| 8,52 - 8,535 | Wechsellagerung rotbraun - schwarz - braun - rotbraun |
| 8,56 I | |
| 8,57 | jeweils etwa 3mm starkes schwarzes Band |
| 8,58 J | |
| 8,69 | grau; grob |
| 8,71 - 8,73 | Wechsellagerung grau, faserig - rotbraun - grau - dunkelbraun - grau |
| 8,765 - 8,775 | rotbraune Lage |
| 8,80- 8,855 | feine Bänderung; weiße Lage bei 8,81 (1 mm stark) |
| 8,935 | grau; grob |
| 8,96 | Doppellage; schwarz - grau; weniger dicht |
| 9,05 | 3 mm starke Lage; dunkel grau |
| 9,053 - 9,075 | 1 breitere Bande; rotbraun - schwarz |
| 9,19-9,195 | grau; grob |
| 9,22 - 9,27 | gebändert mit hellen, kleineren Einschlüssen |
| 9,29- 9,305 | dunkelbraun |
| 9,325- 9,33 | rotbraun bis schwarz |
| 9,43- 9,55 | leichte Bänderung mit hellen Einschlüssen |
| 9,55- 9,56 | dunkelbraunes Band |
| 9,67 | rotbraun faseriges Band |

10-12m:

| | |
|-----------------|---|
| 10,00-11,58 | dunkelbraun; trocken; kleine graue lagige Einlagerungen; kein Sand; geruchsfrei; teilweise grob faserig |
| 11,58 - 11,60 | Lage Mittelsand; grau-braun |
| 11,60 - 11,645 | dunkelbraun; trocken; kleine graue lagige Einlagerungen; kein Sand; geruchsfrei; teilweise grob faserig |
| 11,645 - 11,655 | Lage Mittelsand, grau-braun |

+ ca. 10 cm „Rest“

Die Grundparameter stellen sich wie folgt dar:

| Kerntiefe [cm] | Wassergehalt [%] | arg. Gehalt [%] | Aschegehalt [%] | CaCO ₃ [% TS] | ges. P [mg/g TS] |
|-------------------|---------------------|--------------------|--------------------|-----------------------------|---------------------|
| 10 | 91,3 | 45,6 | 54,4 | 2,43 | 2,0 |
| 20 | 92,0 | 45,3 | 54,7 | 4,72 | 1,9 |
| 30 | 93,1 | 53,9 | 46,0 | 5,62 | 2,3 |
| 40 | 93,1 | 69,5 | 30,4 | 4,97 | 1,3 |
| 50 | 92,7 | 51,4 | 48,6 | 1,67 | 2,0 |
| 60 | 87,5 | 33,3 | 66,7 | 2,06 | 1,5 |
| 70 | 91,5 | 52,1 | 47,9 | 4,49 | 2,1 |
| 80 | 88,6 | 41,8 | 58,2 | 5,13 | 1,2 |
| 90 | 91,3 | 49,6 | 50,4 | 3,07 | 1,3 |
| 100 | 83,4 | 25,8 | 74,2 | 0,86 | 0,8 |
| 110 | 92,9 | 58,0 | 41,9 | 1,44 | 0,8 |
| 120 | 93,7 | 64,6 | 35,4 | 3,42 | 0,9 |
| 130 | 89,9 | 53,0 | 46,9 | 2,67 | 0,5 |
| 140 | 88,5 | 32,3 | 67,6 | 2,04 | 0,6 |
| 150 | 91,1 | 49,1 | 50,9 | 1,87 | 0,7 |
| 160 | 91,0 | 50,9 | 49,0 | 3,79 | 0,9 |
| 210 | 89,5 | 36,2 | 63,8 | 3,61 | 1,0 |
| 220 | 90,2 | 39,9 | 60,0 | 5,12 | 1,2 |
| 230 | 92,6 | 66,5 | 33,4 | 6,78 | 1,0 |
| 240 | 61,1 | 7,9 | 92,0 | 0,22 | 0,9 |
| 250 | 83,1 | 34,1 | 65,9 | 1,69 | 0,8 |
| 260 | 82,3 | 40,2 | 59,8 | 3,22 | 0,6 |
| 270 | 91,7 | 59,6 | 40,4 | 5,36 | 0,7 |
| 280 | 88,8 | 44,6 | 55,3 | 2,42 | 0,9 |
| 290 | 92,2 | 64,8 | 35,2 | 6,31 | 0,6 |
| 300 | 91,7 | 62,4 | 37,5 | 4,88 | 0,7 |
| 310 | 91,5 | 61,2 | 38,7 | 5,96 | 0,7 |
| 320 | 92,0 | 65,2 | 34,8 | 5,38 | 0,7 |
| 330 | 92,3 | 68,0 | 31,9 | 5,33 | 0,7 |
| 340 | 92,4 | 69,3 | 30,6 | 3,05 | 0,6 |
| 350 | 92,2 | 65,8 | 34,1 | 3,64 | 0,6 |
| 360 | 92,0 | 65,4 | 34,5 | 6,33 | 0,6 |
| 370 | 92,2 | 66,4 | 33,6 | 4,06 | 0,7 |
| 380 | 92,1 | 66,7 | 33,2 | 7,55 | 0,7 |
| 420 | 91,9 | 68,9 | 31,0 | 3,25 | 1,0 |
| 430 | 92,4 | 70,2 | 29,8 | 4,38 | 0,8 |
| 440 | 92,3 | 68,2 | 31,8 | 1,59 | 0,7 |
| 450 | 92,3 | 67,4 | 32,5 | 3,55 | 0,6 |
| 460 | 92,5 | 71,7 | 28,2 | 2,85 | 0,8 |
| 470 | 92,4 | 69,3 | 30,6 | 3,43 | 1,0 |

| Kerntiefe [cm] | Wassergehalt [%] | org. Gehalt [%] | Aschegehalt [%] | CaCO3 [% TS] | ges. P [mg/g TS] |
|-------------------|---------------------|--------------------|--------------------|-----------------|---------------------|
| 480 | 90,4 | 72,3 | 27,7 | 8,66 | 0,7 |
| 490 | 92,5 | 71,1 | 28,9 | 2,87 | 0,7 |
| 500 | 92,6 | 69,4 | 30,6 | 2,88 | 0,9 |
| 510 | 92,5 | 70,4 | 29,5 | 3,15 | 0,9 |
| 520 | 91,4 | 58,9 | 41,1 | 4,41 | 0,6 |
| 530 | 92,1 | 66,6 | 33,4 | 2,05 | 0,9 |
| 540 | 92,8 | 72,3 | 27,7 | 3,79 | 0,7 |
| 550 | 92,4 | 67,4 | 32,6 | 3,13 | 0,6 |
| 560 | 91,8 | 62,2 | 37,8 | 3,16 | 1,8 |
| 570 | 92,1 | 64,9 | 35,1 | 2,68 | 1,3 |
| 580 | 91,4 | 59,1 | 40,9 | 8,14 | 5,7 |
| 590 | 91,8 | 64,4 | 35,6 | 2,92 | 2,1 |
| 620 | 92,3 | 66,9 | 33,0 | 3,02 | 1,5 |
| 630 | 92,7 | 64,3 | 35,7 | 2,91 | 1,0 |
| 640 | 92,2 | 58,7 | 41,3 | 2,26 | 0,6 |
| 650 | 92,0 | 63,0 | 36,9 | 1,66 | 0,8 |
| 660 | 91,8 | 56,6 | 43,4 | | 0,8 |
| 670 | 92,1 | 63,6 | 36,4 | 4,03 | 1,3 |
| 680 | 91,6 | 55,9 | 44,1 | 9,95 | 1,8 |
| 690 | 91,6 | 50,8 | 49,1 | 5,00 | 1,7 |
| 700 | 92,2 | 67,0 | 33,0 | 3,38 | 1,0 |
| 710 | 91,6 | 61,2 | 38,8 | | 1,5 |
| 720 | 91,7 | 63,4 | 36,6 | 2,24 | 0,8 |
| 730 | 91,2 | 57,8 | 42,2 | 4,09 | 3,7 |
| 740 | 91,3 | 57,4 | 42,6 | 5,87 | 1,0 |
| 750 | 91,3 | 61,3 | 38,6 | 5,18 | 1,1 |
| 760 | 91,8 | 60,7 | 39,2 | 5,74 | 1,0 |
| 770 | 91,2 | 57,4 | 42,6 | 7,89 | 1,5 |
| 780 | 90,1 | 55,0 | 44,9 | 2,14 | |
| 820 | 90,0 | 65,9 | 34,0 | 4,45 | 0,6 |
| 830 | 89,6 | 60,3 | 39,6 | 0,89 | 0,9 |
| 840 | 90,6 | 59,0 | 40,9 | 1,62 | 0,8 |
| 850 | 90,6 | 59,0 | 41,0 | 3,86 | 1,1 |
| 860 | 89,6 | 61,4 | 38,6 | 0,87 | 1,5 |
| 870 | 89,4 | 60,2 | 39,8 | 2,51 | 0,6 |
| 880 | 89,3 | 64,6 | 35,4 | 1,21 | 1,2 |
| 890 | 88,7 | 64,7 | 35,2 | 2,11 | 2,3 |
| 900 | 88,9 | 57,1 | 42,8 | 2,09 | 3,3 |
| 910 | 90,1 | 65,8 | 34,2 | 2,03 | 1,7 |
| 920 | 90,4 | 61,5 | 38,5 | 3,29 | 1,9 |
| 930 | 88,9 | 62,8 | 37,2 | 2,23 | 2,2 |
| 940 | 89,3 | 63,1 | 36,9 | 1,38 | 3,8 |

| Kerntiefe [cm] | Wassergehalt [%] | org. Gehalt [%] | Aschegehalt [%] | CaCO ₃ [% TS] | ges. P [mg/g TS] |
|----------------|------------------|-----------------|-----------------|--------------------------|------------------|
| 950 | 89,2 | 60,1 | 39,9 | 0,29 | 2,0 |
| 960 | 89,3 | 63,3 | 36,6 | 3,10 | 1,0 |
| 970 | 87,6 | 64,3 | 35,6 | 2,51 | 2,1 |
| 980 | 88,5 | 57,9 | 42,1 | 2,97 | 2,2 |
| 1010 | 89,0 | 53,3 | 46,6 | 2,99 | 3,5 |
| 1020 | 87,7 | 54,9 | 45,1 | 2,69 | 2,5 |
| 1030 | 87,4 | 54,2 | 45,8 | 2,78 | 5,0 |
| 1040 | 88,5 | 58,8 | 41,1 | 1,35 | 1,9 |
| 1050 | 88,0 | 52,1 | 47,8 | 2,82 | 2,2 |
| 1060 | 87,6 | 52,1 | 47,9 | 1,59 | 2,8 |
| 1070 | 88,1 | 54,7 | 45,3 | 4,36 | 2,4 |
| 1080 | 87,0 | 58,7 | 41,2 | 3,20 | 4,3 |
| 1090 | 86,6 | 57,2 | 42,7 | 3,20 | 3,2 |
| 1100 | 86,9 | 57,2 | 42,7 | 3,59 | 5,5 |
| 1110 | 87,2 | 53,5 | 46,5 | 2,15 | 3,6 |
| 1120 | 86,9 | 51,5 | 48,5 | 4,54 | 1,2 |
| 1130 | 86,1 | 48,5 | 51,5 | 8,85 | 2,1 |
| 1140 | 85,8 | 57,1 | 42,9 | 3,07 | 1,2 |
| 1150 | 86,1 | 58,6 | 41,3 | 2,82 | 0,9 |
| 1160 | 84,7 | 60,8 | 39,1 | 3,41 | 0,7 |
| 1170 | 47,5 | 6,7 | 93,2 | 0,61 | 1,2 |
| 1180 | 17,8 | 0,5 | 99,4 | 0,03 | 1,4 |

Wie verdeutlicht wird, sind im gesamten Kern kaum Besonderheiten zu finden. Auffällig ist, daß die Gesamtphosphorwerte mit der Tiefe wesentlich mehr streuen. Dies ist auch in der Beschreibung des Kernes nachvollziehbar, da er je weiter man sich von der Oberfläche entfernt, stärker strukturiert ist. Der starke Rückgang in den Parametern CaCO₃, organischer Gehalt und Wassergehalt ab 11,7 m ist durch das Erreichen des Sandgrundes begründet. Da es sich bei diesem Kern um einen vor der Sanierungsmaßnahme handelt, kann man erkennen, daß mit dem ersten Meter der Bereich mit den höchsten (außer Einzelwerte) Gesamtphosphorwerten entnommen worden ist. Ab etwa 1,10 m bis 5,50 m ist der Wert stabil auf die Hälfte gegenüber der Oberfläche reduziert. Damit wird auch in diesem Kern die Empfehlung zur Absaugung von 1 m Frischsediment aus dem Tiefenbereich nochmals bestätigt.

6 Begleitung der Sanierung April/Mai 1999 - Bewertung mit Ausblick

Im Frühjahr diesen Jahres ist im Zeitraum vom 26.04.1999 bis zum 26.05.1999 Sediment aus dem Bereich ab 25 m im Neustädter See entfernt worden.

Das abgesaugte Material wurde über eine Leitung in die Spülfelder im Nordwesten des Sees eingeleitet. Diese ehemalige landwirtschaftliche Fläche wurde zu diesem Zweck bereitgestellt und mit Ende diesen Jahres wieder rekultiviert. Dabei wurde das inzwischen abgetrocknete Material dem kaum belasteten Originalboden untergemischt. Diese Einmischung hat zu keiner Beeinträchtigung des Bodens geführt, es wurden lediglich Naturstoffe als Dünger zur Bodenverbesserung eingemischt.

Wenn man den Gesamtvorgang der Absaugung betrachtet, so ist zu erkennen, daß in unregelmäßigen Zyklen gearbeitet wurde. Jedoch ist, wenn gesaugt wurde, im Durchschnitt ein Gemisch entnommen worden, welches 4,11 % Trockensubstanz (TS) enthielt. Daraus ergibt sich das täglich durchschnittlich 788 m³ Frischsediment (bei der Annahme von ~90 % Wassergehalt des Sedimentes im Tiefenbereich) entnommen wurden. So ist über den Gesamtzeitraum ein Volumen von 24432 m³ aus dem Tiefenbereich des Sees entfernt worden. Dieses entspricht der Entnahme von etwa 1000 m³ organischer Substanz, welche vor allem für die sauerstoffzehrenden Prozesse verantwortlich zu machen ist. An Stickstoffverbindungen sind 233 kg entzogen worden. Ähnlich sieht es bei dem stark belastenden Nährstoff Phosphor aus. Der See ist täglich von 5 kg bis zu 14 kg Phosphor (als Gesamtposphor durch HCL-Aufschluß aus der Asche bestimmt) entlastet worden. Das ergibt eine Gesamtsumme von 242 kg während der Maßnahme. Zusätzlich sind fast 10 kg Orthophosphat, welche im Sauggemisch gelöst waren mit entsorgt worden. Damit kann man für den See von einem Erfolg von insgesamt 250 kg Phosphorentnahme durch die Baggermaßnahme sprechen.

Weiterhin positiv ist zu verzeichnen, daß in der neu gebildeten Oberfläche, inklusive der Neuauflage von 30 cm Sediment, bei der Phosphorfraktionierung nach PSENNER, keine leicht bioverfügbaren Phosphate mehr nachweisbar sind. Allerdings ist an dieser Stelle Vorsicht vor zu hohen Erwartungen für die Zukunft geboten. Denn bis zu den Untersuchungen im November ist der Tiefenbereich des Sees noch nicht wieder mit Sauerstoff angereichert worden. Daher konnte noch keine Neuakkumulation von im See gelöstem Phosphor stattfinden und es ist abzusehen, daß dieser Prozeß mit der vollen Seedurchmischung eintreten wird. Auch haben die Vermessungen mit dem Echolot der Firma SOSO Jena gezeigt, das Nachrutschprozesse im See stattfinden. Daher bleibt es nicht ausgeschlossen, daß sich die bisher schon gefundene Neuauflage von 30 cm bis 40 cm noch weiter verstärken kann.

Aus diesen Erkenntnissen heraus ist zu erklären, daß eine weitere Seebeobachtung in dieser empfindlichen Phase der Umgestaltung unabdingbar ist. Dabei ist das Hauptaugenmerk auf eine Beobachtung des erweiterten Tiefenbereiches bis etwa 15 m Wassertiefe zu richten. Es sollte vor allem die Entwicklung der Phosphorverfügbarkeit in zeitlicher und räumlicher Verteilung genauer analysiert werden.

Auch ist eine Beobachtung der Entwicklung der Oberflächenschicht mit Hilfe der Echographie empfehlenswert. Dabei können Erkenntnisse über die Entwicklung der Oberfläche gewonnen werden, speziell ob eine weitere Auflage auf dem festeren Untergrund zu beobachten ist und ob eine Verfestigung des derzeit lockeren Bereiches stattfindet. Eine Verfestigung und damit Verdichtung des Materials ist insofern interessant, daß sich damit die Sedimentzwischenräume verändern. Gerade in diesem Refugium finden die Austauschprozesse zwischen dem Sediment und dem Freiwasser statt.

Zusammenfassung

Mit den reinen Seedaten und den Sedimentuntersuchungen nach der Saugmaßnahme wird gezeigt, daß:

- das Sediment im Schnitt um 1 m im Bereich <25 m abgesaugt wurde.
- es sich um eine nicht mehr ebene Oberfläche handelt.
- die entstandenen Löcher teilweise schon wieder von frischem oder resuspendiertem Material verfüllt wurden.
- es zu einer Auflage von etwa 30 cm Sediment gekommen ist.
- es sich eine neue Oberfläche gebildet hat, die sich hinsichtlich der Sedimentparameter nur wenig von denen der alten Oberfläche unterscheidet. Interessant sind hierbei die in der Fraktionierung nach PSENNER nicht mehr gefundenen leicht wasserlöslichen Fraktionen des Phosphors an der Sedimentoberfläche.
- im Wasserkörper vor allem am 17.05.1999 starke Abweichung zu bemerken sind. Es ist zu einer spürbaren Seston- und Nährstoffhöhung gekommen, die nur langsam im Jahresverlauf wieder ausgeglichen wurde.
- sich der Seezustand bisher zwar scheinbar (Sichttiefe gestiegen) verbessert hat, dieses aber durch Nährstoffwerte, Sestonwerte und insitu-Parameter, sowohl im Sediment als auch im Freiwasser nicht verifiziert werden kann.
- durchaus die Möglichkeit besteht, daß Verbesserungen durch die Maßnahme eingetreten sind, diese können aber momentan noch nicht mit Sicherheit nachgewiesen werden.

Es besteht das unbedingte Erfordernis, weitere Untersuchungen des Jahresganges vorzunehmen und vor allem die Sedimentoberfläche im zeitlichen und räumlichen Raster auf Veränderungen der Phosphorverfügbarkeit zu analysieren.

Mit der Restaurierung des Neustädter Sees im Frühjahr 1999 wurde, wie die Ergebnisse in den vorangegangenen Ausführungen gezeigt haben, eine für Mecklenburg-Vorpommern bisher noch nicht vorgenommene Maßnahme durchgeführt. Es wurden dabei erstaunliche Ergebnisse erzielt, die durch die Analysen im Jahr 1999 belegt werden. Es ist eine Sedimentschicht von 1 m entnommen worden, und dabei kam es zu einer Senkung der Phosphorlast an der Oberfläche um etwa 50 %.

Das leicht bioverfügbare Phosphat wurde im oberen Sedimentbereich eliminiert. Gleichzeitig wurde eine Sedimentneuaufgabe von etwa 30 cm dokumentiert.

Um die Wirkung der stattgefundenen Maßnahme auf den See zu analysieren ist es notwendig, weitergehende Untersuchungen in den nächsten Jahren durchzuführen. Es ist noch keine Wirkung auf den Wasserkörper gezeigt worden, die Schichtung des Sees hatte sich bis zum Ende der Analysetätigkeit 1999 noch nicht aufgehoben, und es wurden keine Untersuchungen zu den Sedimentbereichen außerhalb der 25 m Tiefenlinie vorgenommen. Auch ist mit der Untersuchung an diesem See dem Land Mecklenburg-Vorpommern die Chance gegeben, in Hinblick auf eine sehr bald in Kraft tretende EU-Wasserrahmenrichtlinie schon wirksam zu werden. Der See ist geeignet, um gesicherte Ableitungen von Referenzzuständen für gleichartige Seen zu geben. Er kann in diesem Sinne als Leitbild für einen restaurierten See, dessen Entwicklung zur Eutrophie unverkennbar ist, dienen.

Diese dafür notwendigen Untersuchungen und Analysen können durch die Universität Rostock mit folgendem streng wissenschaftlich angelegten Programm durchgeführt werden:

1. Wasseruntersuchungen zur allgemein limnologischen Charakterisierung im Jahresverlauf im 3 bis 4-wöchigen Abstand
2. Wasseruntersuchungen während der Phase der Seeinschichtung und auch der Auflösung der Sprungschicht im engen zeitlichem Raster
3. Sedimentoberflächenuntersuchungen an ausgewählten Punkten in der zeitlichen Folge, speziell im Hinblick auf die Bioverfügbarkeit des Phosphors
4. Sedimentkartierungen mit Hilfe der Echolottechnik der Firma SOSO Jena zur Analyse der Veränderungen der Oberflächenschicht, möglichst im Frühjahr und Spätherbst des Jahres 2000
5. Sedimentoberflächenkartierung durch Stechrohrproben im großräumigen Raster, auch außerhalb der 25 m Linie mit Untersuchungen zur Phosphat-Bioverfügbarkeit.

Literatur

- ARCH.-HYDROBIOL., Suppl. 70, 111 -155.
DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (DGL) - Tagungsbericht 1995 (Berlin), Krefeld 1996: 197-200.
GEWÄSSERGÜTEBERICHT 1995. überirdische Gewässer, Küstengewässer und Grundwasser.
HUPFER, M.; J. GELBRECHT; B. SCHARF und CHR. STEINBERG (1997). Konzeptionelle Ansätze zur Steuerung des Phosphathaushaltes von Seen durch interne Maßnahmen.
KEIL, U. (1994). Phosphat-Elimination zur Restaurierung eutrophierter Gewässer. Projektvorhaben Bei der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, in der Antragsphase(Az: 04734).
KRÜGER, O. W. und G. SCHLUNGBAUM (1996). Limnologische Untersuchungen am Neustädter See (Mecklenburg-Vorpommern) im Vorfeld einer Sanierung.
KWIATKOWSKI, B. und G. SCHLUNGBAUM (1996). Eine Möglichkeit zur Differenzierung der Sauerstoffzehrungsleistung von Sedimenten der Darß-Zingster Boddenkette mit Hilfe der ARAS-SensorBSB Technik.
MINISTERIUM FÜR BAU, LANDESENTWICKLUNG UND UMWELT MECKLENBURG-VORPOMMERN 1997.

- PSENNER, R; R. PUSCO und M. SAGER (1984). Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorverbindungen von Seesedimenten. - Versuch einer Definition ökologisch wichtiger Faktoren.
- ROSTOCK. MEERESBIOLOG. BEITR. 4: 47-56.
- ROSTOCKER MEERESBIOLOGISCHE BEITRÄGE/Universität Rostock, Fachbereich Biologie.- Rostock H.7. -1999: 5-44.
- ROSTOCKER MEERESBIOLOGISCHE BEITRÄGE/Universität Rostock, Fachbereich Biologie.- Rostock H.7. -1999: 45-64.
- SCHLUNGBAUM, G. (1999). Die EU-Rahmenrichtlinie für eine gemeinsame Wasserpolitik aus besonderer Sicht der Ökologie der Ästuare und Küstengewässer.
- SCHLUNGBAUM, G.; M. KRECH (1999). Klassifizierung und Bewertung von Seen - die Entwicklung vom Seentypensystem bis zur EU- Wasserrahmenrichtlinie.
- UMWELTMINISTERIUM 1993. Gütezustand der oberirdischen Gewässer und der Küstengewässer in Mecklenburg-Vorpommern, Gewässergütebericht 1992.
- UMWELTMINISTERIUM 1996. Gütezustand der oberirdischen Gewässer und der Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern, Gewässergütebericht 1994.
- WASSER UND BODEN 49, 12: 8-13.

Verfasser

Dipl.-Biol. Olaf W. Krüger,
Prof. Dr. habil. Günter Schlungbaum
Universität Rostock
FB Biologie/Angewandte Ökologie
Freiligrathstraße 7/8
18051 Rostock

Michael L. ZETTLER

Some malacostracan crustacean assemblages in the southern and western Baltic Sea

Running head: Crustacean assemblages in the Baltic Sea

Abstract

The paper presents a survey of four crustacean benthic assemblages in the southern and western Baltic Sea. Relative abundance and a multivariate method (cluster analysis) were used to describe these assemblages in German Baltic waters. This study is based mainly on 17 sampling events carried out during 1998/99. The salinity ranged between 2 and 22 psu and the depth varied between 0.4 and 47.3 m. The habitats were silty sands with Mytilus-aggregates, the silt zone below 20 m, shallow stone and boulder grounds and lagoons and fjord-like bays. For assessment of sediment structure, current, patchiness and larger crustaceans (e.g. *Crangon crangon*, *Carcinus maenas*) in the deeper parts an underwater video-camera was used which was mounted on a sledge. In total 43 species were recorded. The most common and important species were *Diastylis rathkei*, *Gammarus salinus*, *G. zaddachi*, *Gastrosaccus spinifer*, *Pontoporeia femorata*, *Calliopius laeviusculus*, *Corophium insidiosum*, *Leptocheirus pilosus*, *Jaera albifrons* s.l. and *Sphaeroma hookeri*. One habitat (Kleines Haff, Oder estuary) is characterised through some non-indigenous species, such as *Pontogammarus robustoides*, *Gammarus tigrinus* and *Corophium curvispinum*, especially.

Kurzfassung

Die Studie präsentiert eine Untersuchung über 4 benthische Krebsgemeinschaften in der südlichen und westlichen Ostsee. Mit relativen Abundanzen und der Cluster-Analyse werden diese Gemeinschaften beschrieben. Die Studie basiert hauptsächlich auf 17 Beprobungen zwischen 1998 und 1999. Die Salinität rangierte zwischen 2 und 22 psu und die Wassertiefe lag zwischen 0,4 und 47,3 m. Die Habitate der Lebensgemeinschaften sind schlammiger Sand mit Mytilus-Aggregaten, die Schlickzone unter 20 m, flache Stein- und Findlinggründe sowie Küstengewässer. An den tieferen Stationen wurde zur Beurteilung der Sedimentstruktur, Strömung, Verteilungsmuster und größerer Krebse (z.B. *Crangon crangon*, *Carcinus maenas*) eine schiffgezogene Unterwasser-Video-Kamera eingesetzt. Insgesamt konnten 43 Arten beobachtet werden. Die häufigsten und wichtigsten Arten waren *Diastylis rathkei*, *Gammarus salinus*, *G. zaddachi*, *Gastrosaccus spinifer*, *Pontoporeia femo-*

rata, *Calliopius /aeviuscu/us*, *Corophium insidiosum*, *Leptocheirus pilosus*, *Jaera albifrons* und *Sphaeroma hookeri*. Die Lebensgemeinschaft des Kleinen Haffs (Oderhaff) ist durch einige Neueinwanderer, wie *Pontogammarus robustoides*, *Gammarus tigrinus* und *Corophium curvispinum*, gekennzeichnet.

Introduction

Previous studies concerning the crustaceans of the Baltic Sea mainly focus on population dynamics and production biology of single species (e.g. Köhn and Sammour, 1990a, b; Persson, 1989; Sarvala and Uitto, 1991; Schriever, 1975; Sjöberg, 1969) or on drawings of check lists and identification keys (e.g. Apstein, 1909; Jazdzewski and Konopacka, 1993; Köhn and Gosselck, 1989, 1995). With regard to assemblages crustaceans of the Baltic Sea have been studied only sporadically in the past. Only habitat selection and ecology of some crustacean groups, such as the genus *Gammarus*, were investigated more intensively (e.g. Fenchel and Kolding, 1979; Haahtela, 1969; Jazdzewski, 1973; Jazdzewski and Frone, 1982; Kinne, 1953/54; Kolding and Fenchel, 1979). More detailed studies on the composition and relative abundance of benthic and epibenthic crustacean fauna of German Baltic waters were carried out in coastal inlets such as the Schlei fjord (Gollasch and Zander, 1995), Bay of Puck (Jazdzewski 1971) and the Breitling (Zettler, 1999). In the inshore waters of Kiel Bay Anger (1975) and Lüthje (1978), for example, analysed the benthic communities which included the crustacean species.

In order to study the variety and composition of crustacean species in different habitats various methods are needed. In the deeper parts of the Baltic endobenthic species have to be collected by use of grabs or corers. However, the major part of the Baltic crustaceans are epibenthic and hyperbenthic. Only the application of dredges (deeper regions) or hand nets (shallow areas) allows a semiquantitative assessment.

The aim of this study is to describe some of the crustacean assemblages inhabiting the southern and western Baltic Sea. Relative abundance, habitat selection and distribution patterns of the observed species are discussed.

Materials and Methods

From 1998 to 1999 the crustacean fauna was investigated at 17 stations in the coastal and offshore waters of the southern and western Baltic (Fig. 1, Table 1). Salinity was in the range between 2 and 22 psu. Water depth was between 0.4 and 47.3 m. In deeper waters the material was collected either by use of a dredge (mesh size 4 mm) or with a van Veen grab (0.1 m², 1 mm mesh size). In more shallow areas (< 1 m) a hand net (1.5 mm mesh size) was used. The animals were preserved with 4 % formaldehyd or 70 % alcohol in the field. For sorting and determining in the laboratory a stereo microscope with 10-40 x magnification was used. In total 12 000 individuals were analysed.

Table 1 Parameters of the stations investigated in 1998/99. Locations marked by asterisks are monitoring stations, regularly sampled since 1991.

| station number | coordinate | date | depth (m) | salinity (‰) | method |
|---------------------------------------|----------------------------|-------------|--------------|-----------------|--------------------------------|
| SK (Stubbenkammer) | 54° 35.95 N 13° 44.96 E | 17 Aug 1998 | 25.7 | 11.1 | dredge, video van Veen grab |
| 30 (Darss sill)* | 54° 43.24 N 12° 47.00 E | 31 Oct 1998 | 22.6 | 16.2 | dredge, video van Veen grab |
| 152 (Arkona Sea)* | 55° 35.00 N 14° 17.00 E | 03 Nov 1998 | 31.2 | 10.3 | dredge, video van Veen grab |
| 10 (Femarnbelt)* | 54° 34.20 N 11° 20.00 E | 29 Oct 1998 | 27 | 22 | dredge, video van Veen grab |
| 12 (Luebeck Bay)* | 54° 18.54 N 11° 33.00 E | 28 Oct 1998 | 24 | 17.2 | dredge, video van Veen grab |
| MB 1 (Mecklenburg Bight) | 54° 18.16 N 12° 06.11 E | 14 Aug 1998 | 19.4 | 16 | video van Veen grab |
| 109 (Arkona Sea)* | 55° 00.00 N 12° 47.00 E | 01 Nov 1998 | 47.3 | 17 | dredge, video van Veen grab |
| T1 (Pomeranian Bay) | 54° 02.91 N 14° 10.55 E | 15 Aug 1998 | 15 | 6.5 | dredge, video van Veen grab |
| 160 (Pomeranian Bay) | 54° 14.46 N 14° 04.04 E | 15 Aug 1998 | 14.5 | 7.1 | dredge, video van Veen grab |
| NH (Nienhagen, Stolteraa) | 54° 10.40 N 11° 58.90 E | 30 Dec 1998 | 0.4 | 13 | hand net |
| KK (Klein Kluetzhoeved) | 54° 00.90 N 11° 06.05 E | 10 Jan 1999 | 0.4 | 15.9 | hand net |
| B1 (Pagenwerder, Breitling) | 54° 10.20 N 12° 06.70 E | 07 Aug 1998 | 2.5 | 9.3 | dredge |
| B2 (Anleger, Breitling) | 54° 09.60 N 12° 08.20 E | 15 May 1998 | 0.5 | 9 | hand net |
| PD (Poeldamm, Faehrdorf) | 53° 58.25 N 11° 28.45 E | 02 Jan 1999 | 0.4 | 11 | hand net |
| SH (Salzhaff, Boiensdorf) | 54° 01.60 N 11° 32.40 E | 02 Jan 1999 | 0.4 | 10 | hand net |
| PW (Poetenitzer Wiek) | 53° 56.95 N 10° 54.60 E | 10 Jan 1999 | 0.4 | 8.7 | hand net |
| KH {Kleines Haff, Kamminke} | 53° 52.30 N 14° 10.00 E | 02 May 1998 | 0.5 | 2 | hand net |

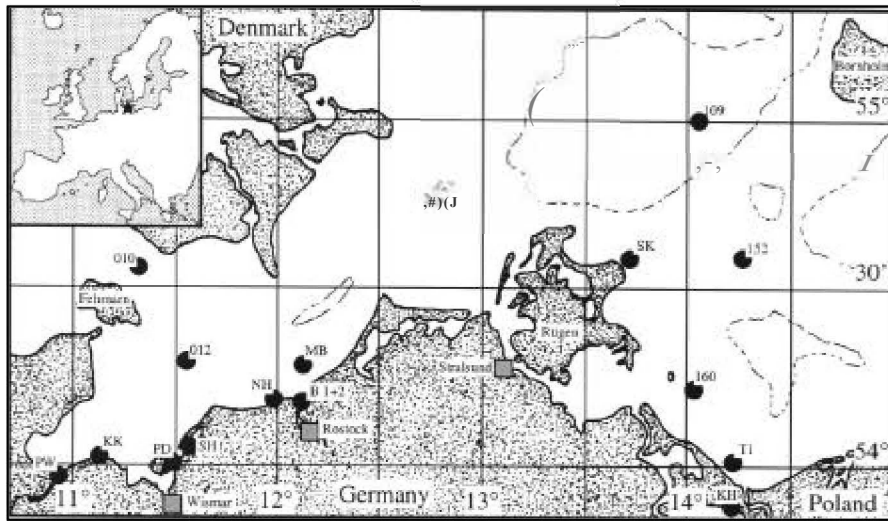


Fig. 1 Investigation area with stations in the southern and western Baltic Sea

In order to analyse the community structure cluster analysis was performed using the Primer programme of the Plymouth Marine Laboratory. Furthermore, relative abundance of the malacostracan crustaceans was calculated for each station.

For the characterization of the habitats in the deeper parts, i.e. for the assessment of sediment structure, current, and patchiness, and for larger crustaceans (e.g. *Crangon crangon*, *Carcinus maenas*) an underwater video-system was used which was mounted on a sledge. The sledge was towed over the bottom by a drifting vessel at lowest possible speed (< 1 knot). The camera was installed on a pan and tilt head. Scaling was accomplished by two parallel laser beams projected into the picture.

Results

In total 43 crustacean species were observed. These species are members of the orders Mysidacea (6), Cumacea (1), Tanaidacea (1), Isopoda (8), Amphipoda (23) and Decapoda (4).

Cluster analysis (similarities between samples)

Using cluster analysis five groups (assemblages) were established with respect to species composition (Fig. 2). After reevaluation of the video material and according to Baedeker *et al.* (1998) these groups are representative of specific habitats within the Baltic. These groups reflect sediment structure, salinity and oxygen conditions which caused the specific crustacean settlement.

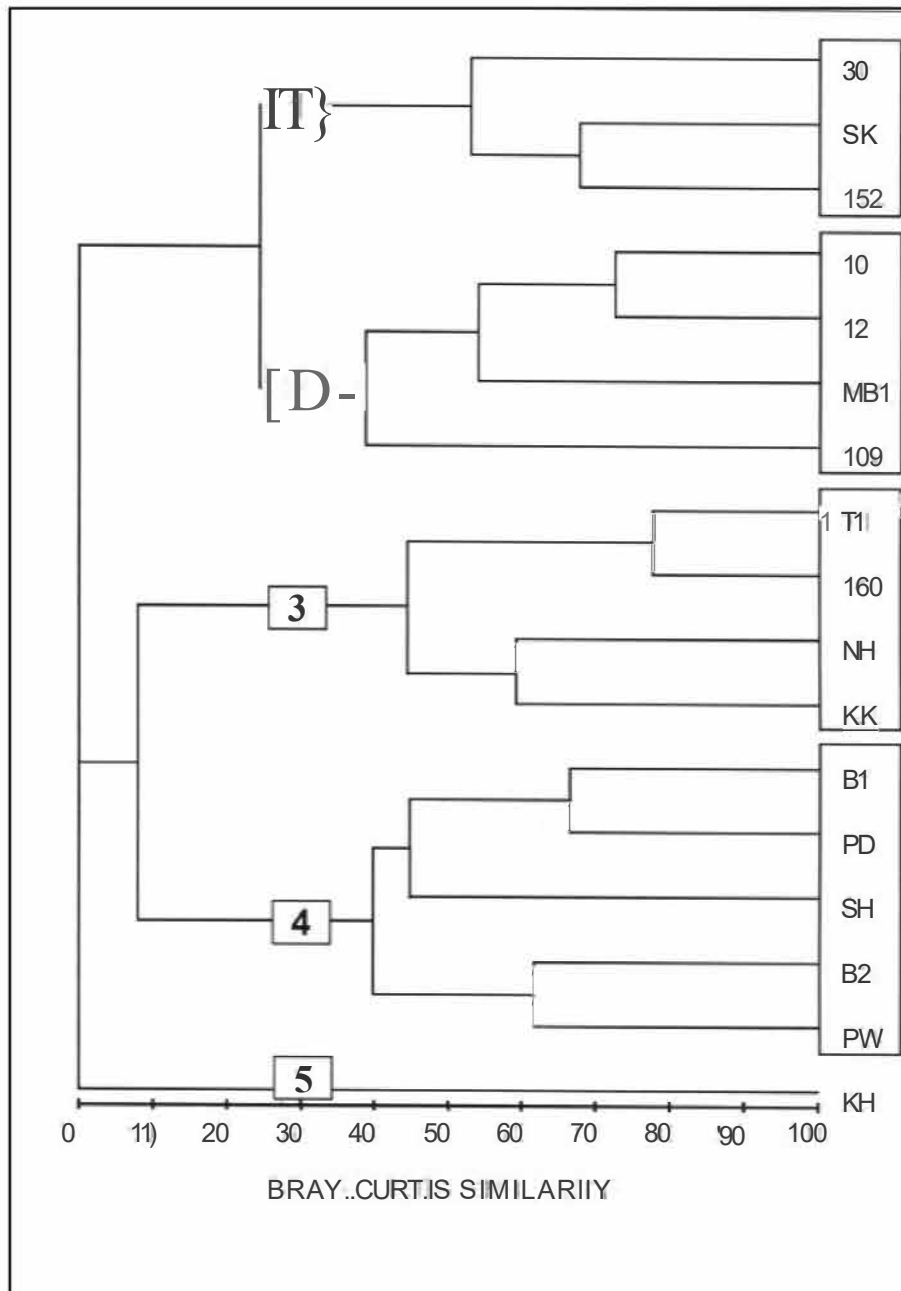


Fig. 2 Cluster analysis of the stations on the basis of the total number of species found (4th root transformation). The five observed groups (communities) are indicated.

1. Silty sands and silt between 20 and 30 m depth (10-16 psu) with *Mytilus*- aggregates (Stns 30, SK, 152)¹

The community is dominated by *Diastylis rathkei* (more silty substrates) and *Gammarus*-species (within the *Mytilus*-aggregates) (Fig. 3). The mysids *Mysis mixta*

¹ for the numbers of collected individuals and for species authors, see Tab. 2

and *Gastrosaccus spinifer* and the decapod *Crangon crangon* were only observed in low numbers. *Saduria entomon* occurs occasionally at all stations. Furthermore *Hyperia gamba* was found at Stn 152 and *Bathyporeia pilosa* and *Corophium crassum* at Stn 30.

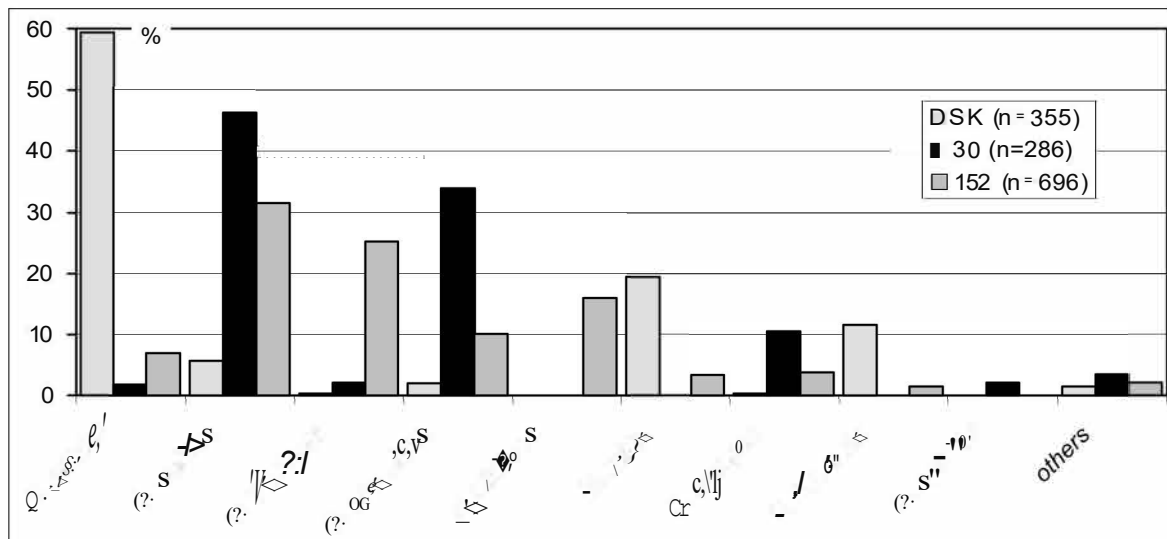


Fig. 3 Relative abundance of crustacean species in silty sands and silt between 20 and 30 m water depth (10-16 ‰) with *Mytilus*-aggregates.

2. Silty sands below 20 m depth without *Mytilus*-aggregates (16-22 psu) (Stns 10, 12, 109, MB1)¹

This community is very similar to the previous, but the lack of *Mytilus*-aggregates supports endobenthic species such as *Diastylis rathkei*, *Pontoporeia femorata* and *Gastrosaccus spinifer* (Fig. 4), whereas for the epibenthic crustaceans, e.g. *Gammarus* spp., the sediment surface structure is unfavourable. However, at Stn MB 1 the situation was somewhat different. The sediment consisted of a mix of silty sands and gravel with patches of stones. The stones and their epizoic structuring species (Bryozoa, Hydrozoa) offered the habitat for some crustacean species, e.g. *Metopa pusilla*, *Corophium insidiosum*, *Dyopetos monacanthus*, *Gammarus salinus* and *Idotea balthica* which occurred in low numbers. Besides some specimen of *Ampithoe rubricata* were observed in the last two years at Stn 10.

Table 2 Total numbers of collected individuals of crustacean species of silty sands and silt with *Mytilus-aggregates* (group 1) and silty sands without *Mytilus-aggregates* (group 2). For the selection of stations in groups see Figure 2.

| | group 1 | | | group 2 | | | |
|---|------------|------------|------------|------------|------------|-----------|-----------|
| | 30 | SK | 152 | 10 | 12 | 109 | MB1 |
| <i>Ampithoe rubricata</i> (Montagu) | | | | 2 | | | |
| <i>Bathyporeia pilosa</i> Lindström | 2 | | | | | | |
| <i>Corophium crassiscorne</i> Bruzelius | 4 | | | | | | |
| <i>Corophium insidiosum</i> Crawford | | | | | | | 3 |
| <i>Crangon crangon</i> (L.) | 30 | 1 | 26 | | | | |
| <i>Diastylis rathkei</i> (Krøyer) | 5 | 211 | 48 | 322 | 148 | 27 | 69 |
| <i>Dyopodos monacanthus</i> (Metzger) | | | | | | | 1 |
| <i>Gammarus oceanicus</i> Segersträle | 97 | 7 | 70 | | | | |
| <i>Gammarus salinus</i> Spooner | 132 | 20 | 219 | | | | 1 |
| <i>Gammarus zaddachi</i> Sexton | | 1 | 175 | | | | |
| <i>Gastrosaccus spinifer</i> (Goes) | 6 | | | 30 | 1 | | 1 |
| <i>Hyperia galba</i> (Montagu) | | | 7 | | | | |
| <i>Idotea balthica</i> (Pallas) | | | | | | | 1 |
| <i>Jaera albifrons</i> Leach s.l. | | | 111 | | | | |
| <i>Metopa pusilla</i> Sars | | | | | | | 3 |
| <i>Mysis mixta</i> Lilljeborg | | 69 | 23 | | | | |
| <i>Neomysis integer</i> (Leach) | | 4 | 2 | | | | |
| <i>Pontoporeia femorata</i> Krøyer | | 41 | 10 | 2 | 1 | 26 | 1 |
| <i>Saduria entomon</i> (L.) | 4 | 1 | 5 | | | | |
| | 286 | 355 | 696 | 356 | 150 | 53 | 80 |

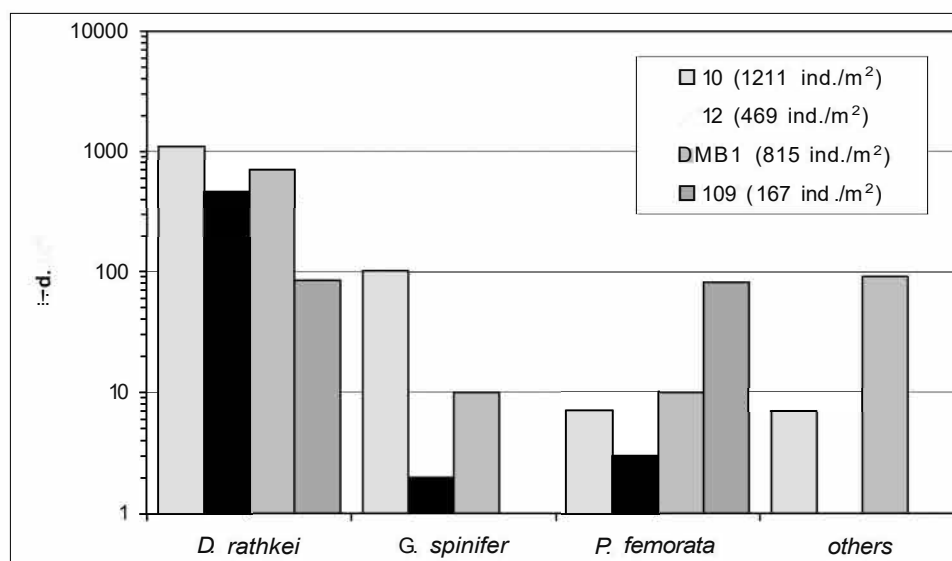


Fig. 4 Abundance (ind./m²) of crustacean species on silty sands below 20 m depth without *Mytilus-aggregates* (S = 16-22 %)

3. Shallow stone (or Myti/us-aggregates) and boulder grounds (0-15 m depth)
(7-16 psu)
(Stns T1, 160, NH, KK)²

The Stns T1 and 160 were characterised by sandy substrates covered with many Myti/us-aggregates in depths between 10 and 15 m. This is the typical sediment structure for most parts of the Pomeranian Bay. The two other stations of this group (Stns NH, KK) were situated in shallow areas (0-1 m depth) near the coast. Stones and boulders were typical for these stations. *Gammarus zaddachi* was a characteristic species of this assemblage (Fig. 5). For the shallow boulder grounds *Caliopius /aeuiuscu/us* was typical, as was *Gammarus salinus* for the *Mytilus*-aggregates.

Neomysis integer, *Corophium volutator* and *Gammarus oceanicus* occurred occasionally at all stations. Furthermore *Crangon crangon* (Stns T1, 160), *Jaera albifrons* s.l. (Stns T1, 160, KK), *Chaetogammarus stoerensis* (Stn KK) and the mysids *Praunus flexuosus* (Stns 160, NH) and *Schistomysis spiritus* (Stn NH) were observed in low numbers.

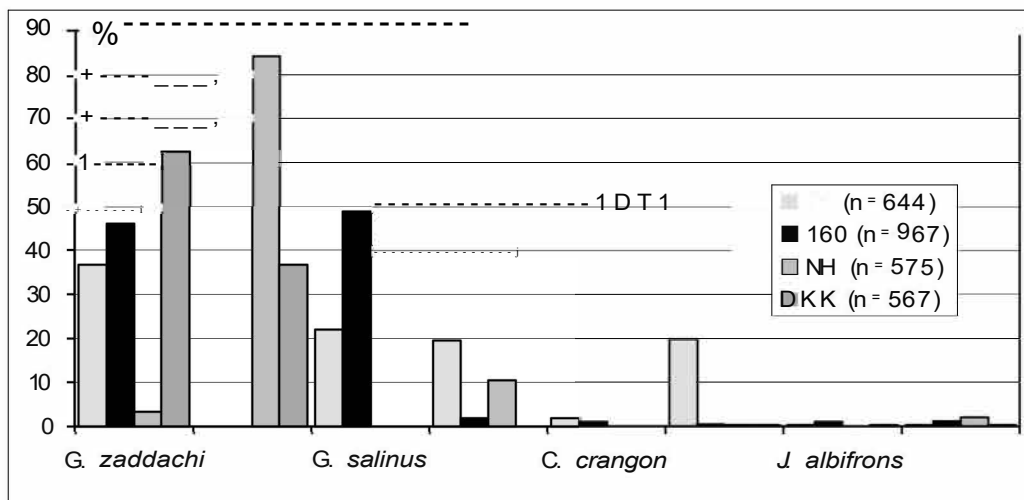


Fig. 5 Relative abundance of crustacean species on shallow stone (or Myti/us-aggregates) and boulder grounds (0-15 m depth).

4. Lagoons and fjord like bays (Bodden, Haffe, estuaries) (Stns B1, B2, PD, SH, PW) (8-11 psu) and 5. Kleines Haff (Stn KH) (2 psu)²

The stations in these typical coastal waters of the Baltic Sea were characterised by low salinity regimes (2-11 psu) and low depths (0.4-2.5 m). Species number was highest in these lagoons. In total (together with the 5th group) 30 crustacean species were present in these habitats (Table 3). The mean species number of group 4 was 15. Characteristic species were *C. insidiosum*, *J. albifrons* s.l., *L. pilosus*, *S. hookeri*, *C. volutator* and *N. integer* (Fig. 6). In these estuaries six Gamma-

² for the numbers of collected individuals and for species authors, see Tab. 3

rus species occur (viz. *G. salinus*, *G. zaddachi*, *G. oceanicus*, *G. tigrinus*, *G. duebeni* and *G. locusta*), but *G. salinus* and *G. zaddachi* were the most frequent. In more fresh water influenced areas (e.g. small brooks inlets) *G. duebeni* and *G. tigrinus* became more abundant.

The station Kleines Haff, which is situated in the Oder estuary, was separated by cluster analysis mainly due to some non-indigenous species (*Pontogammarus robustoides*, *Corophium curvispinum* and *Gammarus tigrinus*) which dominated this assemblage (Fig. 2). These three species usually appear in fresh water and in brackish environments. In fjord-like bays of the western Baltic (e.g. Schlei estuary, Poetenitzer Wiek, Bodden of Darss-Zingst) only *G. tigrinus* occurred, but not *C. curvispinum* and *P. robustoides* although these two species are widely distributed within German rivers and lakes (Zettler, 1995, 1998).

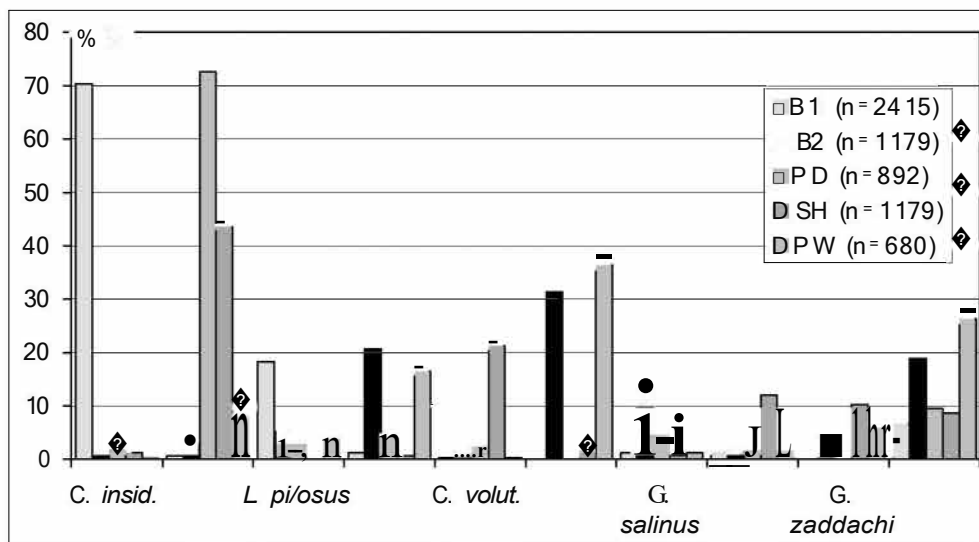


Fig. 6 Relative abundance of crustacean species in lagoons and fjord-like bays (Bodden, Haffe, estuaries).

Table 3 Total numbers of collected individuals of crustacean species of the shallow stone and boulder grounds (group 3) and of the lagoons and fjord like bays (group 4 & 5). For the selection of stations in groups see Figure 2.

| | group 3 | | | | group 4 | | | | | 5 |
|---|------------|------------|------------|------------|-------------|-------------|------------|-------------|------------|------------|
| | T1 | 160 | NH | KK | 81 | 82 | PD | SH | PW | KH |
| <i>Asellus aquaticus</i> (L.) | | | | | | | | | 11 | 5 |
| <i>Callinopus aeviusculus</i> (Krøyer) | | | 484 | 208 | | | | 34 | | |
| <i>Carcinus maenas</i> (L.) | | | | | 1 | | | | | |
| <i>Chaetogammarus stoerensis</i> Reid | | | | 1 | | | | | | |
| <i>Corophium curvispinum</i> Sars | | | | | | | | | | 15 |
| <i>Corophium insidiosum</i> Crawford | | | | | 1700 | 8 | 18 | 14 | 1 | |
| <i>Corophium lacustre</i> Vanhöffen | | | | | 28 | 1 | | | | |
| <i>Corophium voigtator</i> (Pallas) | 127 | 4 | 1 | 1 | 6 | 14 | 22 | 251 | 2 | |
| <i>Crangon crangon</i> (L.) | 12 | 9 | | | 2 | 6 | | | | |
| <i>Cyathura carinata</i> (Krøyer) | | | | | | 49 | 18 | | | |
| <i>Gammarus duebeni</i> Lilljeborg | | | | | | 55 | | | 34 | 1 |
| <i>Gammarus locusta</i> (L.) | | | | | | | | 5 | | |
| <i>Gammarus oceanicus</i> Segerstråle | 1 | 9 | 1 | 1 | 37 | 77 | 6 | | | |
| <i>Gammarus salinus</i> Spooner | 141 | 471 | | | 30 | 149 | 41 | 9 | 8 | |
| <i>Gammarus tigrinus</i> Sexton | | | | | | 6 | | | 132 | 113 |
| <i>Gammarus zaddachi</i> Sexton | 236 | 445 | 19 | 354 | | 54 | | 120 | 40 | |
| <i>Heterotanais oerstedii</i> (Krøyer) | | | | | | | | 4 | | |
| <i>Idotea bathica</i> (Pallas) | | | | | 11 | 2 | 2 | | | |
| <i>Idotea chelipes</i> (Pallas) | | | | | 36 | 22 | 15 | 142 | 11 | |
| <i>Jaera albifrons</i> Leach s.l. | 2 | 9 | | 2 | 14 | 34 | 648 | 514 | 54 | |
| <i>Leptocheirus pilosus</i> Zaddach | | | | | 440 | 62 | 26 | | 26 | |
| <i>Melita palmata</i> (Montagu) | | | | | 20 | | 25 | 10 | 2 | |
| <i>Microdeutopus gryllotalpa</i> Da Costa | | | | | 58 | | 14 | 48 | | |
| <i>Neomysis integer</i> (Leach) | 125 | 18 | 60 | | | 370 | | 19 | 247 | 10 |
| <i>Palaemon squilla</i> (Rathke) | | | | | | 1 | | | | |
| <i>Palaeomonetes varians</i> (Leach) | | | | | | 2 | 10 | | | |
| <i>Pontogammarus robustoides</i> (Sars) | | | | | | | | | | 44 |
| <i>Praunus flexuosus</i> (Müller) | | 2 | 9 | | | 1 | 10 | 1 | | |
| <i>Praunus inermis</i> (Rathke) | | | | | | 1 | | | | |
| <i>Schistomysis spiritus</i> (Norman) | | | 1 | | | | | | | |
| <i>Sphaeroma hookeri</i> Leach | | | | | 30 | 244 | 37 | 8 | 112 | |
| <i>Sphaeroma rugicauda</i> Leach | | | | | | 4 | | | | |
| | 644 | 967 | 575 | 567 | 2415 | 1179 | 892 | 1179 | 680 | 188 |

Cluster analysis (similarities between species)

The analysis of crustacean assemblages by cluster analysis shows six groups (Fig. 7). Only species which occur at more than one station are included. Furthermore the "non-indigenous species-station" KH (Kleines Haff) was not taken into account. A 4th root transformation of the absolute number of specimen caught (300 at

least at each station) was used. Group 1 included fresh water influenced species such as *A. aquaticus*, *G. duebeni* and *G. tigrinus*. Group 2 corresponded with the community of shallow stone and boulder grounds or Myti/us-aggregates. Group 3 comprise the three dominant species of the silt zone below 20 m. The crustacean community of the lagoons and fjord like bays represent group 6. The separation of group 2 and 6 from all other groups is highly significant (One-Way-Anosim).

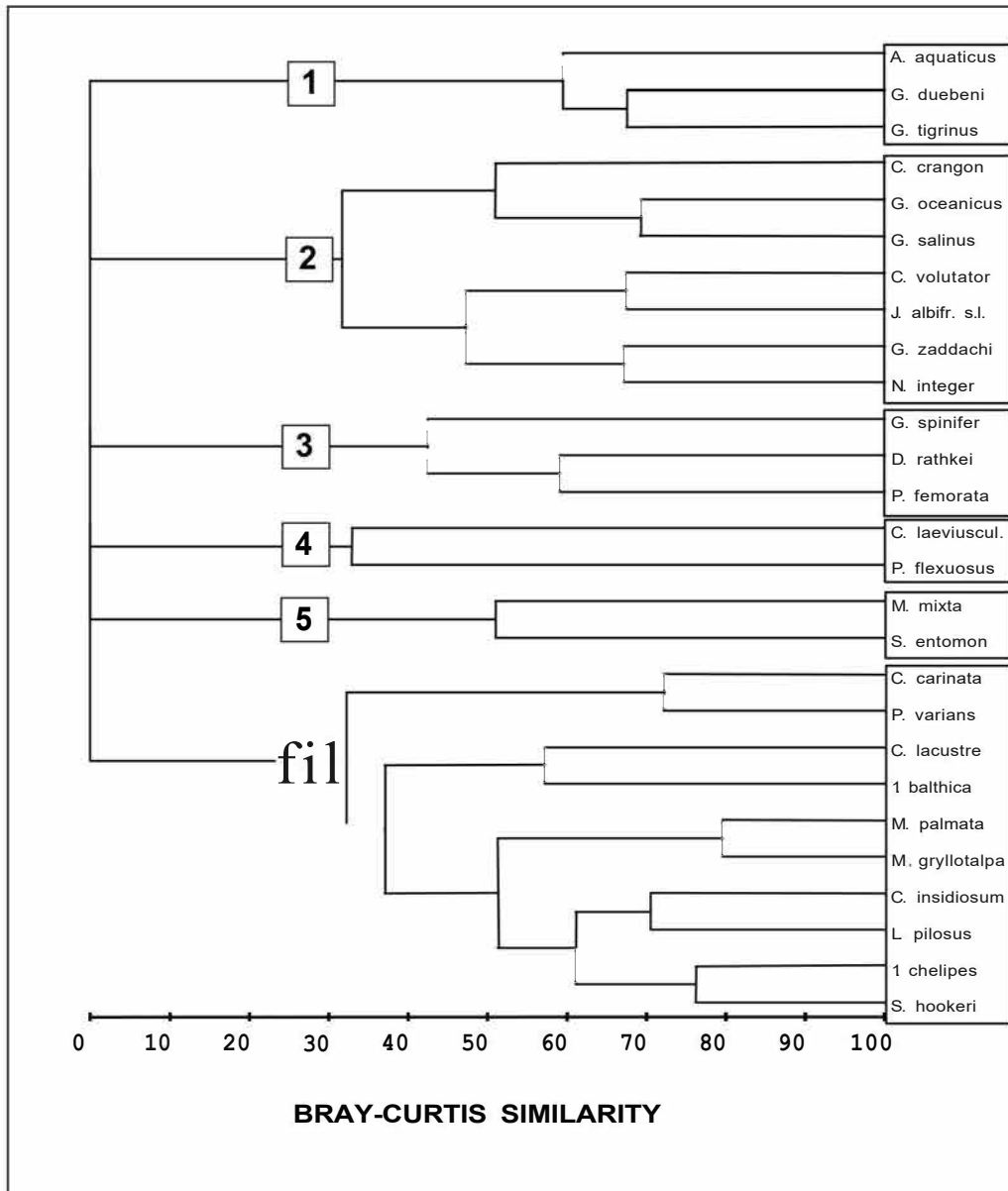


Fig. 7 Cluster analysis of crustacean species on the basis of the total number (4th root transformation). Only species which occur at more than 1 station are included. Furthermore the "neozoans-station" KH (Kleines Haff) is excluded.

Discussion

Typical indicator species for the silt zone below 20 m are *Diastylis rathkei*, *Gastrosaccus spinifer* and *Pontoporeia femorata*. *D. rathkei* is common for muddy bottom areas in the southern and western Baltic Sea (Krüger, 1940; Persson, 1989; Rachor *et al.*, 1982). Rumohr *et al.* (1996) describe this species as a characteristic taxon for the offshore, sub-halocline (19-29 m) regions of the western parts. Persson (1989) and Krüger (1940) found it in nearshore areas between 5 and 20 m. Möbius (1873) indicated a depth distribution of 9 to 90 m. In this study *D. rathkei* was distributed between 16 and 47 m in abundances between 200 and 3000 ind./m². Arntz and Rumohr (1986) emphasize the most obvious seasonality of *D. rathkei* of all benthic species in the Kiel Bay, with lowest densities by the end of winter and in spring and the highest values during summer and autumn.

After a longer period of absence (10-15 years) the oxygen sensitive amphipod (Johansson, 1997) *P. femorata* occurred in low numbers (3-160 ind./m²) at several station between 19 and 47 m depth. Gosselck and Georgi (1984) found this species in Mecklenburg Bight for the last time at the beginning of the 1980s. In the Pomeranian Bay it disappeared during the last 10 years, too (Kube *et al.*, 1997). Since the beginning of the 1980s its frequency tended to decrease in the western and southern Baltic. *P. femorata* occurred only in low numbers in restricted areas or was lacking (Köhn, 1989). The reappearance of *P. femorata* in the present investigation indicates better oxygen conditions. The distribution of a further glacial relict species, *Saduria entomon*, in the Arkana Basin (Stns SK, 152) and at the Darss sill (Stn 30) confirmed the investigations of Köhn (1989).

In the lagoons and fjord like bays the isopod *J. albifrons* s.l. and amphipod *C. insidiosum* occurred very frequently and in high abundance due to structures such as phytal (algae) and stones or other hard substrates which offer favourable living conditions. *C. insidiosum* is typically recorded from areas of low salinity and builds tubes of mud on algae and in the gaps within mussel aggregates (e.g. Anger, 1975; Shearer, 1978). Anger (1975) indicated several macrozoobenthic species together with *C. insidiosum*, *Microdeutopus gryllotalpa*, *Idotea balthica* and *Gammarus salinus* as a typical recurrent "indicator association" for organic pollution. In this study quite similar results were obtained, but *I. balthica* was replaced by *I. chelipes*. Furthermore, *Leptocheirus pilosus* supplemented this association. *L. pilosus*, a genuine and tube building brackish water species, reached highest abundance in estuaries like the Breitling (about 10 000 ind./m²) and the Greifswalder Bodden (Messner, 1986; Zettler, 1999). Species (or subspecies) of the *J. albifrons* group (sensu Sjöberg, 1969) settled in both exposed localities and sheltered waters on stones and algae. This isopod is commonly distributed in shallow waters of the whole Baltic Sea (Köhn and Gosselck 1989). In the present study we observed it down to 31.2 m in Mytilus-aggregates (Stn 152). This stresses the great importance of suitable settling substrates (see also Ragnarsson and Raffaelli, 1999). With regard to phytal, the more exposed and shallower, the greater the percentage of mobile clinging animals (e.g. *Gammarus* spp., *Calliopius laeviusculus*) and the more sheltered the phytal, the greater the number of "sediment preferring" species (e.g. tube building amphipods like *C. insidiosum*, *L. pilosus*, *M. gryllotalpa*) (see Lütjhe, 1978).

With increasing water depth we observed a gradual decrease of the total and mean species number (Fig. 8). In the shallower parts of the western and southern Baltic Sea, especially in the lagoons and fjord like bays (group 4), species number were highest. Some examples for this region were given by Jaschhoff *et al.* (1992), who described 24 crustaceans for the Salzhaff, by Zettler (1999), who found 25 species in the Breitling (Warnow estuary) and by Gollasch and Zander (1995), who observed 17 crustacean species in the Schlei fjord. Messner (1986) lists in his own observations 24 crustacean species in the Greifswalder Bodden. The most common crustacean species for the lentic and oligo/mesohaline parts in estuaries and lagoons in the southern and western Baltic Sea are *Jaera a/bifrons* s.l., *Corophium insidiosum*, *Leptocheirus pilosus*, *Microdeutopus gryllotalpa*, *Gammarus zaddachi* and *Idotea chelipes*. The exposed lotic zones of the outer coast (shallow stone and boulder grounds) were mainly inhabited by *Callinectes aeviuscu/us*, *Gammarus salinus* and *G. zaddachi* as well.

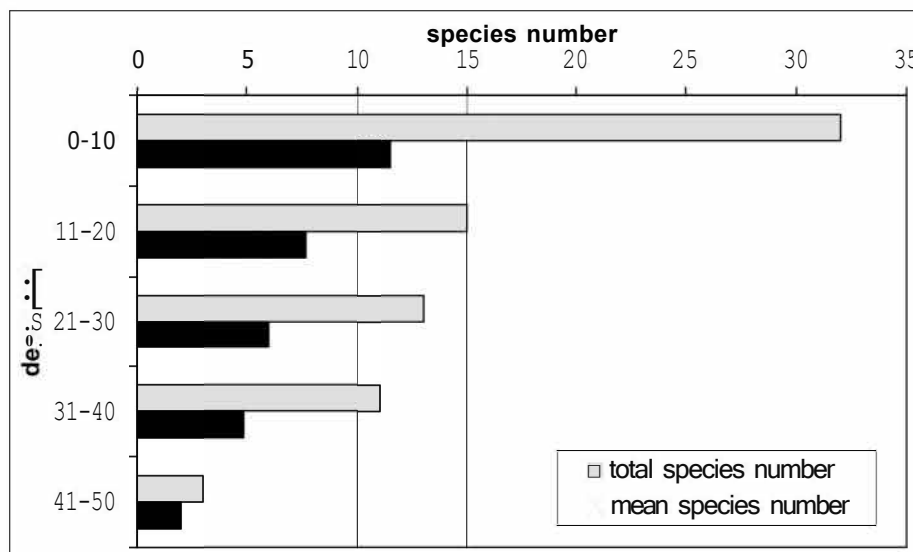


Fig. 8 Total and mean species number versus water depth.

For the genus *Gammarus* Fenchel and Kolding (1979) mentioned that stable zonation pattern which correlate with salinity are absent and the higher degree of coexistence, exposure, substrate and depth is indicated. *G. zaddachi*, for example, prefer exposed localities in the Baltic and is confined to sheltered localities in the Limfjord (Denmark), where more stagnant water is related to a low salinity regime. Jazdzewski (1973) observed that *G. zaddachi* is most frequent and abundant in shallower areas, whereas *G. salinus* is the dominant species of the mussel beds in deeper parts. In the Bodden of Darss-Zingst *G. zaddachi* was more frequent than *G. salinus* and *G. oceanicus* (Schulze, 1971). Haahtela (1969) stressed the occurrence of three *Gammarus*-species in open and deep waters of the northern Baltic. *G. oceanicus* and *G. zaddachi* usually occurred together down to 109 m, the latter one even down to 139 m. *G. salinus* was caught only occasionally. In the Breitling (Warnow estuary) *G. zaddachi* and *G. duebeni* were found only in low numbers

whereas *G. oceanicus* and *G. salinus* were the most frequent species of this genus (Zettler, 1999). In the present study both *G. zaddachi* and *G. salinus* dominated at all depths alternately (Fig. 9). In the shallower parts *G. tigrinus* and in the depth between 21 and 30 m *G. oceanicus* settled subdominant. In fact, the dependencies of *Gammarus* species on abiotic factors in the Baltic Sea are very complex.

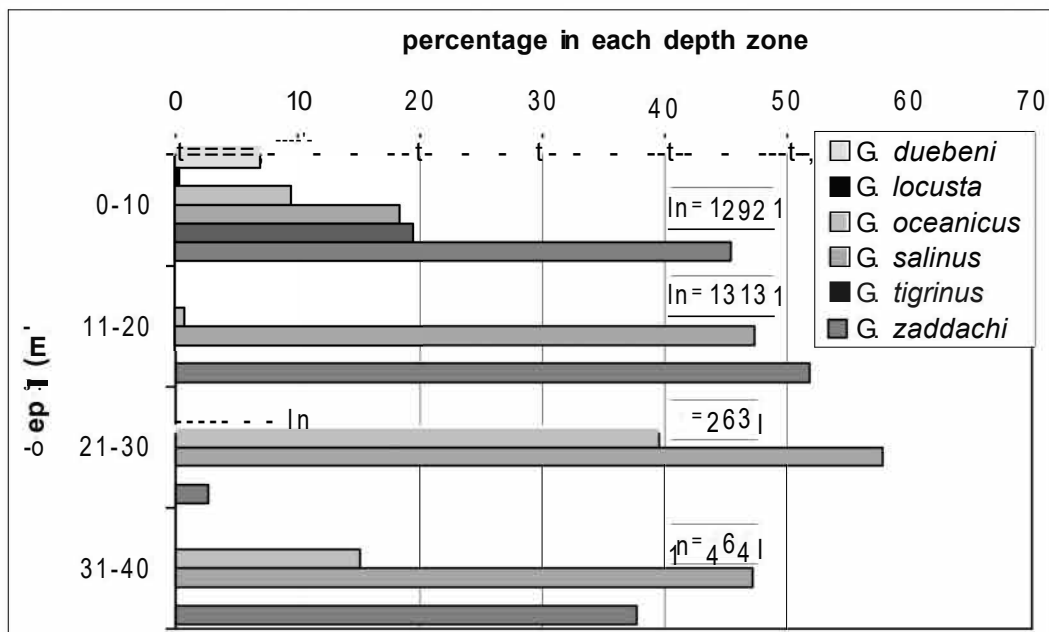


Fig. 9 Percentage of species within the genus *Gammarus* versus water depth. Calculations are based on the total number of specimen per depth interval (number n).

One of the observed species, *Bathyporeia pilosa*, is a dominant member of a fine sand community. In the western Baltic Sea for instance this species reached an abundance between 800 and 8000 ind./m² (Köhn and Sammour, 1990a). In the southern Baltic, *B. pilosa* dominates the sandy substrates on the Oder Bank (Pomeranian Bay) in abundance of about 2500 ind./m² (Kube *et al.*, 1997). Fine sand communities are not described in this paper, but *B. pilosa* occurs in low abundance at several stations with sand, too.

Another observed species in this study was *Ampithoe rubricata* at Stn 10. *A. rubricata* is a dominant member of the red algae zone (not topic of this study) in water depths between 10 and 20 m and salinities between 10 and 15 psu. At several places in the Lübeck Bay we found during other investigations these typical community, which was dominated by *Corophium insidiosum*, *Microdeutopus gryllotalpa*, *Idotea balthica*, *Apherusa bispinosa* and *Ampithoe rubricata*. *Corophium crassicorne*, *Gammarellus homari* and *Phoxocephalus holbolli* were subdominant too. Similar observations were made by Lüthje (1978) in the Kiel Bay.

Marine benthic communities may differ greatly in the width of oscillations both of individual species and of the community as a whole (Arntz and Rumohr, 1986). Distribution patterns and species composition of the observed benthic communities

were caused by several abiotic factors such as depth, oxygen, salinity and sediment structure (e.g. Baedeker *et al.*, 1998). The habitat selection due to interspecific competition and predation represents another regulator. Both the species number and the species composition depend on these two important complexes. In summary one can state that the crustacean biodiversity in the southern and western Baltic Sea very much depends on sufficient structure of the substrates due to phytal, stones, epizoic species or mussel beds. They constitute the preferred habitat for the major part of the crustacean fauna. Only few species live either in the pelagic (partly *Hyperia galba*, Mysidacea) or settle in homogenous sediments such as sand (*Bathyporeia pilosa*) and mud flats (e.g. *Corophium volutator*, *Cyathura carinata*) in high densities. Despite great variability of species composition within communities (sensu Arntz and Rumohr, 1986) several of the species presented are suitable as indicators particularly in regard to sediment structure. They form distinguishable crustacean assemblages.

Acknowledgements

The underwater video monitoring was partly financed by the German Umweltbundesamt and the Bundesministerium für Forschung und Technologie. I would like to thank Dr Doris Schiedek and Dr Stefan Forster for reading of the manuscript.

References

- ANGER, K. (1975). On the influence of sewage pollution on inshore benthic communities in the South of Kiel Bay.-*Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen* 27: 408-438.
- APSTEIN, C. (1909). Die Isopoden (Asselkrebse) der Ostsee.-*Schriften des Naturwissenschaftlichen Vereins in Schleswig-Holstein* 14: 34-50.
- ARNTZ, W.E. and H. RUMOHR (1986). Fluctuations of benthic macrofauna during succession and in an established community.-*Meeresforschung* 31: 97-114.
- BOEDEKER, D.; HERRMANN, C.; J. GEMPERLEIN and J. VOSS (1998). Introduction to the marine and coastal environment of Germany.-In: Nordheim, H. von, and D. Baedeker (eds.): Red list of marine and coastal biotopes and biotope complexes of the Baltic Sea, Belt Sea and Kattegat. Helsinki Commission, Baltic Sea Environment Proceedings 75: 52-59.
- FENCHEL, T.M. and S. KOLDING (1979). Habitat selection and distribution patterns of five species of the amphipod genus *Gammarus*.-*Oikos* 33: 316-322.
- GOLLASCH, S.; and C.D. ZANDER (1995). Population dynamics and parasitism of planktonic and epibenthic crustaceans in the Baltic Schlei fjord.-*Helgoländer Meeresuntersuchungen* 49: 759-770.
- GOSELCK, F. and F. GEORGI (1984). Benthic recolonization of the Lübeck Bight (Western Baltic) in 1980/81.-*Limnologia* 15: 407-414.
- HAAHTELA, I. (1969). The open sea occurrence of the species of the genus *Gammarus* (Crustacea, Amphipoda).-*Limnologia* 7: 53-61.
- JASCHHOFF, M.; M. VON WEBER and F. GOSELCK (1992). Ein Beitrag zur Biologie des Salzhaffs (Wismarer Bucht) unter Naturschutzaspekten.-*Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern* 35(1/2): 7-19.
- JAZDZEWSKI, K. (1971). Ekologia pancerzowcow (Malacostraca) Zatoki Puckiej.-*Acta Biol. et Med. Soc. Sc. Gedan.* 16: 9-77
- JAZDZEWSKI, K. (1973). Ecology of gammarids in the Bay of Puck.-*Oikos Suppl.* 15: 121-126.
- JAZDZEWSKI, K. and R. FRONC (1982). Vertical distribution of *Gammarus* species on the pier in the Gdynia harbour, Baltic Sea.-*Polskie Archiwum Hydrobiologii* 29: 221-230.
- JAZDZEWSKI, K. and A. KONOPACKA (1993). Survey and distribution of Crustacea Malacostraca in Poland.-*Crustaceana* 65: 176-191.

- JOHANSSON, B. (1997). Tolerance of the deposit-feeding Baltic amphipods *Monoporeia affinis* and *Pontoporeia femorata* to oxygen deficiency.-Marine Ecology Progress Series 151 : 135-141.
- KINNE, O. (1953/54). Die *Gammarus*-Arten der Kieler Bucht.-Zoologisches Jahrbuch, Abt. Syst., Ökol. Geogr. Tiere 82: 405-424.
- KÖHN, J. (1989). The recent distribution of glacial relict Malacostraca in the western and southern Baltic.-Zoologischer Anzeiger 222: 57-74.
- KÖHN, J. (1995). Amphipods of the Baltic Sea.-Polskie Archiwum Hydrobiologii 42: 385-394.
- KÖHN, J. and F. GOSSELCK (1989). Bestimmungsschlüssel der Malakostraken der Ostsee.-Mitteilungen aus dem zoologischen Museum Berlin 65: 3-114.
- KÖHN, J. and M. SAMMOUR (1990a). Lebensgeschichte und Produktion von *Bathyporeia pi/osa* Lindström, 1855 (Amphipoda, Haustoriidae) in der westlichen Ostsee.-Zoologischer Anzeiger 224: 165-174.
- KÖHN, J. and M. SAMMOUR (1990b). Untersuchungen zur Biologie von *Cyathura carinata* (Kröyer, 1848) (Isopoda, Anthuridea) in einem Flachwassergebiet der Wismarer Bucht (Westliche Ostsee).-Zoologischer Anzeiger 224: 297-306.
- KOLDING, S. and T.M. FENCHEL (1979). Coexistence and life cycle characteristics of five species of the amphipod genus *Gammarus*.-Oikos 33: 323-327.
- KRÜGER, K. (1940). Zur Lebensgeschichte der Cumacee *Diastylis rathkei* (Kröyer) in der westlichen Ostsee.-Kieler Meeresforschungen 3: 374-402.
- KUBE, J.; F. GOSSELCK; M. POWILLEIT and J. WARZOGHA (1997). Long-term changes in the benthic communities of the Pomeranian Bay (southern Baltic Sea).-Helgoländer Meeresuntersuchungen 51: 399-416.
- LÜTHJE, H. (1978). The macrobenthos in the red algal zone of Kiel Bay (Western Baltic).-Kieler Meeresforschungen Sonderheft 4: 108-114.
- MESSNER, U. (1986). Untersuchungen an der Phytalfauna des Greifswalder Bodden.-Diploma University of Rostock: 1-89.
- MÖBIUS, K. (1873). Die wirbellosen Thiere der Ostsee.-Jahresberichte der Kommission zur wissenschaftlichen Untersuchung der deutschen Meere Kiel 1: 97-144.
- PERSSON, L.-E. (1989). The life-cycle and productivity of *Diastylis rathkei* (Cumacea: Crustacea) at three nearshore localities in the Hanö Bight, southern Baltic.-Sarsia 74: 137-144.
- RACHOR, E.; W.E. ARNTZ and H. RUMOHR (1982). Seasonal and long-term population fluctuations in *Diastylis rathkei* (Crustacea: Cumacea) of Kiel Bay and German Bight.-Netherlands Journal of Sea Research 16: 141-150.
- RAGNARSSON, S.A. and D. RAFFAELLI (1999). Effects of the mussel *Mytilus edulis* L. on the invertebrate fauna of sediments.-Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 241: 31-43
- RUMOHR, H.; E. BONSDORFF and L.-E. PERSSON (1996). Zoobenthos succession in Baltic sedimentary habitats.-Archive of Fishery and Marine Research 44: 179-241.
- SARVALA, J. and A. UITTO (1991). Production of the benthic amphipods *Pontoporeia affinis* and *P. femorata* in a Baltic archipelago.-Ophelia 34: 71-90.
- SCHRIEVER, G. (1975). In situ-Beobachtungen an *Hyperia galba* Montagu (Amphipoda, Hypeiidae) in der westlichen Ostsee.-Kieler Meeresforschungen 31: 107-111.
- SCHULZE, G. (1971). Zur Verbreitung der Gammariden (Amphipoda, Crustacea) in den Chara-Wiesen des östlichen Teiles der Darsser Boddenkette.-Natur und Naturschutz in Mecklenburg 9: 5-18
- SHEADER, M. (1978). Distribution and reproduction biology of *Corophium insidiosum* (Amphipoda) on the north-east coast of England.-Journal of the marine biological Association of the United Kingdom 58: 585-596.
- SJÖBERG, B. (1969). Population studies of the *Jaera albifrons* group.-Limnologica 7: 69-73.
- ZETTLER, M.L. (1995). Erstnachweis von *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939 (Crustacea: Amphipoda) in der Darss-Zingster Boddenkette und seine derzeitige Verbreitung an der deutschen Ostseeküste.-Archiv der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg 34: 137-140.
- ZETTLER, M.L. (1998). Zur Verbreitung der Malacostraca (Crustacea) in den Binnen- und Küstengewässern von Mecklenburg-Vorpommern.-Lauterbornia 32: 49-65.
- ZETTLER, M.L. (1999). Untersuchungen zum Makrozoobenthos des Breitlings (südliche Ostsee) unter besonderer Berücksichtigung der Crustacea.-Rostocker Meeresbiologische Beiträge 7: 79-90.

Author

Dr. Michael L. Zettler

Institut für Ostseeforschung Warnemünde

Biologische Meereskunde

Seestraße 15

D-18119 Rostock

-Germany-

e-mail: michael.zettler@io-warnemuende.de

Birgitt KLENZ

Biodiversitätsuntersuchungen in der westlichen Ostsee

Abstract

Ichthyoplankton material provides information on the species composition in an area of investigation and leads to a better understanding of the entire fish community. Since 1993 every year an ichthyoplankton survey in ICES-Subdivision 22 and 24 has been performed to sample the plankton community of fishery resources in the western Baltic Sea. One objective was to get signs of possible changes in the natural structures of this fish community. The values of the time series derived from the Bongo-Net samples vary. Up to now samplings in the western Baltic Sea yielded only low mean densities. According to the kind of reproductive biology the fish species were divided in three major groups:

- Fish species with a long developmental phase in the plankton community
- Small short living species with benthic eggs and a reduced plankton phase
- Guests without local spawning populations.

1 Einleitung

Ichthyoplanktonaufnahmen liefern u. a. Informationen über das Artenspektrum eines Untersuchungsgebietes. In der planktischen Phase ihres Lebens können viele Arten mit einem einzigen Fanggerät, dem Planktonnetz, erfaßt werden. Sowohl Eier und Larven vieler mariner Nutzfischarten als auch die Frühstadien verschiedener küstennah lebender, ökologisch wichtiger Kleinfischarten sind Glieder innerhalb dieser Gemeinschaften. Von 1993-1998 führte das Institut für Ostseefischerei Rostock (IOR) im Mai und/oder Juni jedes Jahres mit dem Bongo-Netz eine Ichthyoplanktonaufnahme der westlichen Ostsee (ICES-Untergebiete 22 und 24) durch. 1995 konnte das Seegebiet wegen fehlender Forschungsschiffkapazität nicht beprobt werden. Das Ziel der Reisen mit FFK „Solea“ waren u.a. Untersuchungen zur Reproduktion des westlichen Dorschbestandes (*Gadus morhua morhua*). Im Jahr 2000 wurde die planktische Lebensgemeinschaft der westlichen Ostsee erneut mit einem Bongo-Netz beprobt. In Auswertung der Zeitreihe von 1993-1998 wurde die Schiffszeit für die Sammlung von Larven des Dorschbestandes der westlichen Ostsee (*Gadus morhua morhua*) auf Ende April vorverlegt. Es war zu erwarten, daß die zu diesem Zeitpunkt gefangenen Dorschlarven auch die Schlupfschübe von Ende März repräsentieren, wenn die Laichintensität im ICES-Untergebiet 22 erwartungsgemäß hoch ist. In diesem Artikel finden zu Vergleichszwecken die Daten der Jahre

1993-1998 Berücksichtigung. Deren Ergebnisse wurden bereits in Klenz (1999 a, b, 2000) veröffentlicht.

2 Material und Methoden

Das Standardstationsnetz schließt flache Küstenbereiche und Förden ein (Abb. 1). So ist ein repräsentativer Überblick über die Artenvielfalt („Biodiversity“) sowie Menge der augenblicklich vorhandenen Fischbrut zu erwarten. Die Aufnahme des Seegebietes erfolgte standardgemäß mit einem Bongo-Fanggerät mit zwei Netzen von je 0,335 mm und 0,5 mm Maschenweite. Auf jeder Standardstation wurde bei einer Schleppgeschwindigkeit von 3 kn ein Doppelschräghol bis 2m über den Grund ausgeführt, begleitet von hydrografischen Messungen. Die Proben wurden an Bord mit gepuffertem 4 %igem Formaldehyd fixiert. Messungen mit Durchflußzählern erlauben die Berechnung des durchfischten Wasservolumens.

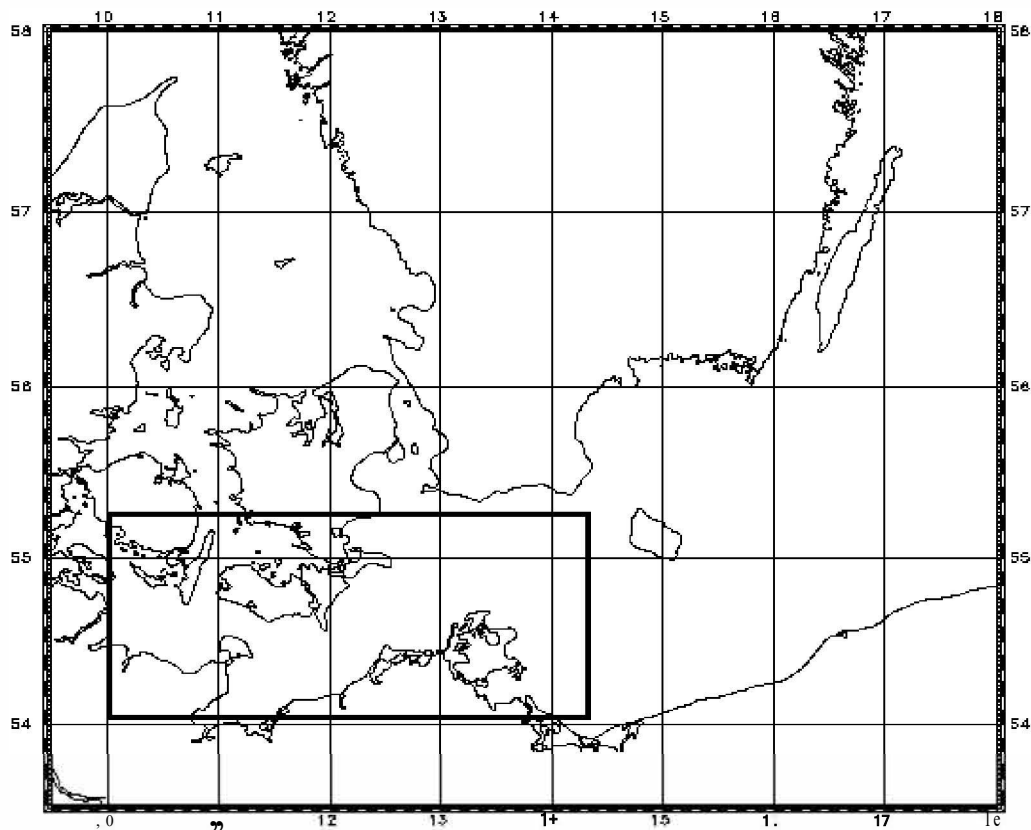


Abb. 1 Untersuchungsgebiet der Ichthyoplanktonaufnahmen in der westlichen Ostsee.

Die angewendeten Methoden wurden ausführlich in Klenz (1994, 1997, 1999 a, b, 2000) beschrieben.

Bei der Artidentifizierung des Larvenmaterials von 2000 ergab sich bei 20 % der Heringsartigen (*Clupeidae*) das Problem der eindeutigen Differenzierung von Hering (*Clupea harengus*) und Sprotte (*Sprattus sprattus*). Diese Exemplare wurden in der Rubrik „Clupeidae nicht identifizierbar“ zusammengefaßt.

Es liegen insgesamt Proben aus sechs Jahren Ichthyoplanktonmonitoring der westlichen Ostsee vor. Dabei ist zu beachten, daß im Jahr 2000 erstmalig eine zeitliche Verschiebung des Surveys in den April erfolgt ist. Es lassen sich trotz der relativ kurzen Zeitreihe Unterschiede in den beprobten Fischgemeinschaftsstrukturen erkennen.

3 Qualitative Zusammensetzung der Larvenfänge

Einen Überblick der in der westlichen Ostsee erfaßten Artenzahl und der über alle Fänge gemittelten Dichtewerte an Fischlarven gibt Tabelle 1. Kändler (1952) fing in den dreißiger und vierziger Jahren ganzjährig Fischlarven im Fehmarnbelt. Die Anzahl war im allgemeinen gering. Die Fischlarvendichten lagen nur im Juni und Juli erheblich „über 10 pro Quadratmeter“. Die Werte unserer Zeitreihe liegen mit 0,9-5,4 Individuen m^{-2} deutlich darunter.

Kändler (1952) beobachtete im Fehmarnbelt in den Sommermonaten Juni und Juli Gobius-Larven recht häufig (maximal 17-45 pro m^2) (im Jahresdurchschnitt 30-70 % der Fischbrut). Der Häufigkeit nach folgen in seinen Proben in erheblichem Abstand Kliesche, Sandaal, Dorsch, Sprott und Hering. „Andere Arten wurden nur hin und wieder gefunden“. Die Jugendstadien von Gastarten traten vorrangig in den Sommer- und Herbstmonaten in den Proben auf.

Tabelle 1 Fischlarven und Jungfische in der westlichen Ostsee (ICES-Untergebiete 22 und 24)

| Jahr | 1993 | 1994 | 1996 | 1997 | 1998 | 2000 |
|--|-------------------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Monat | Mai und/oder Juni | | | | | April |
| Anzahl befischte Stationen | 57 | 47 | 30 | 54 | 57 | 55 |
| Gesamtanzahl Fischeier [Stk.] | 13 | 59 | 42 | 124 | 151 | 32 |
| | 322 | 703 | 260 | 465 | 840 | 481 |
| Anzahl gefangene Fischlarven und Jungfische [Stk.] | 331 | 3 194 | 649 | 4 259 | 3 354 | 1 565 |
| Mittlere Individuendichte (\bar{N} pro m^2) | 0,9 | 5,4 | 1,2 | 2,8 | 2,8 | 1,7 |
| Gesamtanzahl identifizierter Taxa | 20 | 22 | 12 | 16 | 19 | 14 |
| Diversity-Index 1(Simpson 1949) 1) | 0,366 | 0,792 | 0,416 | 0,379 | 0,360 | 0,266 |

1) $1 = \frac{1}{n} \cdot \frac{n(n-1)}{N(N-1)}$

n - Individuenanzahl pro taxonomische Einheit in einer Probe
N - Gesamtanzahl Individuen in dieser Probe

In unserem Material aus der Beltsee und Arkonasee wurden insgesamt 34 verschiedene Taxa identifiziert. Im Unterschied zum Monitoring des IfM Kiel der Jahre 1985-1992 (Schnack 1993) konnten Steinbutt (*Scophthalmus maximus*), Vierbärtelige Seequappe (*Rhinonemus cimbricus*) und Gestreifter Leierfisch (*Calionymus lyra*) von uns nicht gefangen werden.

Zur Bewertung der Planktonfänge ist sowohl die Artidentifizierung der Fischlarven notwendig als auch die Reproduktionsbiologie der Arten zu beachten. In Tabelle 2 findet die in Schnack (1993) vorgenommene Einteilung in drei Gruppen Berücksichtigung:

- Wirtschaftlich wichtige Arten mit ausgedehnter planktischer Entwicklungsphase
- Kleine kurzlebige Arten mit benthischen Eiern bzw. Brutpflege und reduzierter planktischer Entwicklungsphase
- Gastarten ohne selbständige, lokale Laichpopulatione

Tabelle 2 Fischlarven und Jungfische in der westlichen Ostsee (mittlere Dichte [Anzahl/m² Gewässeroberfläche]), Einteilung nach Schnack (1993), deutsche Namen nach Fricke (1987)

2.1 Wirtschaftlich wichtige Fischarten der westlichen Ostsee mit ausgedehnter planktischer Entwicklungsphase, Entwicklung des adulten Bestandes auch von der Fischerei beeinflusst

| Jahr | 1993 | 1994 | 1996 | 1997 | 1998 | 2000 |
|------------------------------|-------------------|------|-------------|-------------|-------------|------------------------|
| Monat | Mai und/oder Juni | | | | | April |
| Wissenschaftl. Name | Deutscher Name | | | | | |
| <i>Clupeidae n.i.</i> 1) | Heringsartige | | | | | 0,45 |
| <i>Clupea harengus</i> | 0,10 | 0,30 | 0,70 | 1,30 | 1,50 | 0,08 |
| <i>Sprattus sprattus</i> | - | - | - | + | + | 0,74 |
| <i>Gadus morhua morhua</i> | - | 0,05 | 0,05 | 0,07 | 0,13 | 0,02 |
| <i>Limanda limanda</i> | 0,02 | 0,04 | 0,20 | 0,01 | 0,03 | 0,92 X 10 ³ |
| <i>Pleuronectes platessa</i> | 0,01 | - | - | 0,02 | 0,13 | 0,01 |
| <i>Platichthys flesus</i> | - | - | - | 0,20 | 0,15 | 0,27 |

1) n.i. - nicht genauer identifiziert

2.2 Kleine, kurzlebige Arten mit benthischen Eiern bzw. Brutpflege

| Jahr | 1993 | 1994 | 1996 | 1997 | 1998 | 2000 | |
|---|---|-------------|-------------|------|------|-------|-------------------------------|
| Monat | Mai und/oder Juni | | | | | April | |
| Wissenschaftl. Name | Deutscher Name | | | | | | |
| <i>Gobiidae n.i.</i> 1) | Grundeln | 0,50 | 4,70 | 0,05 | 1,08 | 0,60 | 0,19 x 10^L |
| <i>Ammodytidae n.i.</i> 1) | Sandaale/ Sandspierlinge | 0,05 | - | - | - | - | - |
| <i>Gymnammodytes semisqua-matus</i> | Nacktsandaal | + | 0,02 | 0,01 | 0,02 | 0,01 | - |
| <i>Hyperoptus tanceotatus</i> | Großer Sandaal/ Sandspierling | - | 0,01 | - | - | + | - |
| <i>Hyperoptus immacutatus</i> | (nicht bekannt) | - | 0,02 | + | + | 0,01 | - |
| <i>Ammodytes marinus</i> | Sandaal | 0,07 | 0,06 | 0,10 | 0,04 | 0,05 | - |
| <i>Ammodytes tobianus</i> | Kleiner Sandaal/ Sandspierling | 0,05 | 0,03 | 0,01 | 0,02 | 0,04 | - |
| <i>Nerophis ophidion</i> | Kleine Schlangennadel | + | + | - | - | - | - |
| <i>Agonus cataphractus</i> | Steinpicker | - | - | + | - | + | 0,38 x 10⁻² |
| <i>Taurutus spec.</i> | | + | - | - | - | - | - |
| <i>Taurutus bubatis</i> | Seebull | 0,01 | 0,01 | + | 0,04 | 0,02 | 0,01 |
| <i>Taurutus titljeborgi</i> | Zwergbull | - | - | - | + | 0,02 | - |
| <i>Betone betone</i> | Hornhecht | 0,01 | - | - | - | - | - |
| <i>Myoxocephalus scorpius</i> | Seeskorpion | - | + | - | - | - | 0,38 x 10⁻² |
| <i>Syngnathus rostellatus</i> | Kleine Seenadel | - | 0,01 | - | - | - | - |
| <i>Syngnathus typhle</i> | Schmalschnäuzige Seenadel, Grasnadel | + | 0,02 | - | - | - | 0,28 x 10⁻² |
| <i>Spinachia spinachia</i> | Seestichling | - | + | - | - | - | - |
| <i>Pholis gunnellus</i> | Butterfisch | 0,01 | - | - | + | - | 0,19 x 10⁻² |
| <i>Onos spec.</i> (Ausnahme: besitzt pelagische Eier) | Seequappen | + | + | 0,01 | 0,01 | 0,08 | - |

1) n.i. - nicht genauer identifiziert

2.3 „Gast“-Arten ohne selbständige, lokale Laichpopulationen

| Jahr | | 1993 | 1994 | 1996 | 1997 | 1998 | 2000 |
|-------------------------------------|---------------------------|-------------------|------|------|------|------|-------|
| Monat | | Mai und/oder Juni | | | | | April |
| Wissenschaftl. Name | Deutscher Name | | | | | | |
| <i>Hippoglossus hippoglossus</i> | Heilbutt | + | - | - | - | - | - |
| <i>Hippoglossoides platessoides</i> | Doggerscharbe | - | 0,01 | - | - | - | - |
| <i>Glyptocephalus cynoglossus</i> | Hundszunge, Zungenbutt | - | + | - | - | - | - |
| <i>Gadiculus argenteus thori</i> | Silberdorsch | 0,01 | - | - | - | - | - |
| <i>Trisopterus minutus</i> | Zwergdorsch | + | + | - | - | - | - |
| <i>Liparis liparis</i> | Großer Seheibenbauch | + | + | 0,05 | 0,06 | 0,02 | 0,16 |
| <i>Cyclopterus lumpus</i> | Seehase | - | + | - | - | - | - |
| <i>Lumpenus lampretaeformis</i> | Bandfisch | 0,01 | - | - | - | + | - |

Teil 1 von Tab.2 faßt Fischarten mit sehr hoher Fruchtbarkeit und zeitlich ausgedehnter planktischer Entwicklungsphase zusammen. Sie sind in ihrem jährlichen Reproduktionserfolg in kritischer Weise von den Aufwuchsbedingungen im Plankton abhängig. Die Entwicklung der adulten Bestände dieser Arten wird wesentlich von der Fischerei beeinflusst. Dieser Gruppe werden 7 der insgesamt vorkommenden 34 Taxa zugeordnet. Es handelt sich ausschließlich um wirtschaftlich wichtige Fischarten der westlichen Ostsee. Nicht alle Arten dieser Liste waren in jedem Jahr vertreten. 1997 und 1998 lag die Anzahl der identifizierten Taxa je Beobachtungsjahr bei 6, im Jahr 2000 sogar bei 7, im Gegensatz zu niedrigen Anfangswerten in der Zeitreihe. Nur *Clupea harengus* (Hering), von 1996 bis 1998 die dominierende Art bei den Fischlarvenfängen im Untersuchungsgebiet, und *Limanda limanda* (Kliesche) traten regelmäßig in allen Jahren auf. Larven von *Sprattus sprattus* (Sprotte) konnten von uns erst im April 2000 gefangen werden, und zwar mit einem Anteil von 42 % an den Gesamtfängen (Abb. 2).

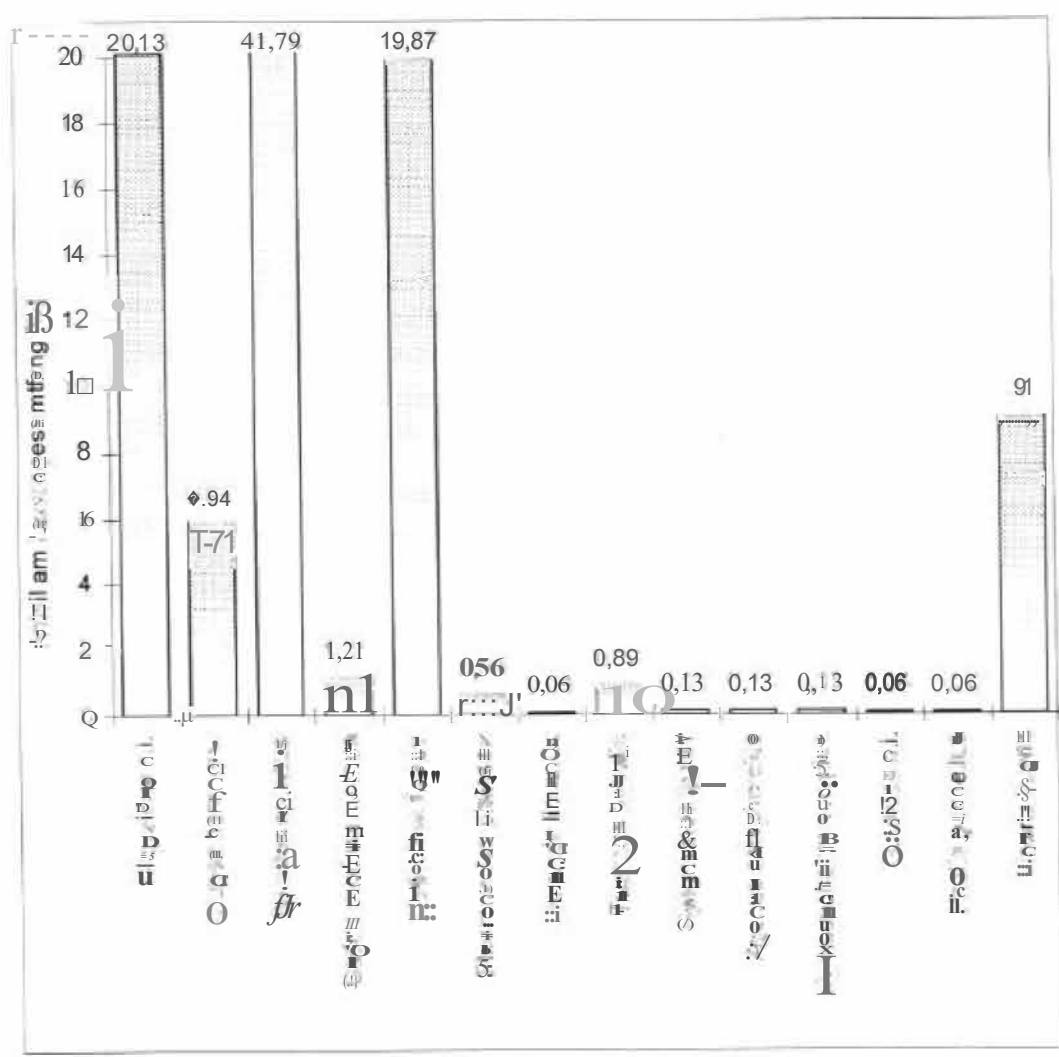


Abb. 2 Zusammensetzung der Fischlarvenfänge in der westlichen Ostsee im April 2000.

Diese Art war mit 0,74 Individuen m^{-2} im Untersuchungsgebiet eindeutig dominierend. Mit diesen Fängen werden die Ergebnisse von Müller (1970) unterstützt, der in den sechziger Jahren ein Laichgebiet der Sprotte in der Kieler Bucht nachweisen konnte. 1997 und 1998 handelte es sich bei unseren Sprottfängen um jeweils einen Jungfisch. Hering und Sprotte nehmen eine zentrale Position im Ökosystem Ostsee ein. Zusammen bilden sie den Hauptanteil der Fischbiomasse. Sie sind wichtige Nahrungsorganismen für viele Räuber, einschließlich *Gadus morhua* (Dorsch). Die Dorsche erreichten mit 4 bzw. 4,5 % ihren höchsten Anteil am Larvengesamtfang in den Jahren 1996 und 1998, bei einer mittleren Larvendichte von allerdings nur $\bar{N} < 1 \text{ Ind. } m^{-2}$. Trotz der zeitlichen Vorverlagerung des Ichthyoplanktonsurveys in den Monat April konnten auch im Jahr 2000 nur 19 Dorschlarven (0,02 Larven m^{-2}) gefangen werden. Die weitere Auswertung des Eimaterials dieser Ichthyoplanktonaufnahme des Gebietes wird zeigen, wie hoch der Anteil dieser Art an den Eigesamtfängen von 32 481 Stk. ist.

Teil 2.2 umfaßt kleine kurzlebige Arten mit benthischen Eiern, unterschiedlichem Grad der Brutpflege und zeitlich reduzierter planktischer Entwicklungsphase.

Die Entwicklung dieser Arten hängt in stärkerem Maße von den Umweltbedingungen während der adulten Phase und weniger von der Fischerei ab. Von 19 hier zugeordneten Taxa traten *Gobiidae* (Grundeln)) und *Taurutus bubatis* (Seebull) in allen Untersuchungsjahren, *Ammodytidae* (Sandaale) und *Onos spec.* (Seequappen) regelmäßig von 1993-1998 auf.

In dieser Gruppe ist von 1993 auf 1994 trotz reduzierter Anzahl der befisheten Stationen stückzahlmäßig eine Steigerung um mehr als das Zehnfache im Larvengesamtfang zu verzeichnen. Dieses ist vor allem auf die deutlich gestiegene Anzahl der *Gobiidae*-Larven (Grundeln) im Jahr 1994 zurückzuführen. Sie wurden auf jeder Station des Untersuchungsgebietes gefangen und waren mit einer mittleren Dichte von 4,7 Larven pro m² Gewässeroberfläche dominierend. Alle anderen identifizierten Taxa blieben in der Dichte deutlich unter 1 Larve pro m². Die Familie der Grundeln wird von uns routinemäßig nicht auf einzelne Arten aufgeschlüsselt. Es handelt sich um küstennah lebende, wirtschaftlich unbedeutende Kleinfischarten, die innerhalb der Fischgemeinschaften aber als Beuteorganismen für Dorsch und Plattfische wichtige Glieder sind. Bis Mitte der neunziger Jahre profitierte der Bestand offensichtlich von der geringeren Abundanz seiner Räuber. Bereits Dorsche der Länge 70-160 mm ernähren sich ausschließlich von benthischer Nahrung, wobei der Anteil der Polychaeten, Decapoden und der Fische zunimmt (Hüssy *et al.* 1997). *Gobius niger*, die Schwarzgrunde, ist Beute für den Dorsch und den Hornhecht. *Gobius minutus* und dessen Brut bilden eine Nahrungsgrundlage für den Dorsch und den Hering. Besonders die Altersgruppen 1 und 2 des Dorsches bevorzugen als Nahrung *Gobiidae* neben *Mysidacea* und *Amphipoda*. Vor dem Hintergrund, daß die Dorschjahrgänge 1994, 1996 und 1997 auf der Basis von Jungfischaufnahmen als stark eingeschätzt wurden (ICES 1998), lassen sich auch die seit 1996 wieder sinkenden Grundelvorkommen erklären. Die niedrigen Dichtewerte von April 2000 stimmen mit den Ergebnissen von Müller (1970) überein, der im Monat April in der Kieler Bucht ebenfalls keine hohe Anzahl an *Gobiidae*-Larven fangen konnte.

Nach Möbius und Heinke (1882) sind „Standfische“ solche Fischarten, die während des ganzen Jahres in der westlichen Ostsee vorkommen, sich dort fortpflanzen und auch ihr larvales und postlarvales Leben dort verbringen. Entsprechend dieser Definition zählt Müller (1970, 1988) *Taurutus bubatis* (Seebull), *Spinachia spinachia* (Seestichling) und *Betone betone* (Hornhecht), die hier in Gruppe 2.2 aufgeführt sind, zu den Standfischen. Müller selbst konnte diese drei Arten in seinen Planktonfängen der sechziger und siebziger Jahre aber nicht nachweisen. Ihre Larven sind seit 1993 in Einzelexemplaren in unseren Proben vorhanden, *Taurutus bubatis* sogar regelmäßig. Im Material von April 2000 konnten von uns Larven der als selten eingestuft Fischarten *Agonus cataphractus* (Steinpicker) und *Pholis gunnellus* (Butterfisch) identifiziert werden.

Der Teil 2.3 enthält „Gast“-Arten, die nicht der heimischen Fauna angehören und keine selbständigen lokalen Laicherbestände im Untersuchungsgebiet bilden. Die Brut kann aus den benachbarten Bereichen eindriften. Zu allen Jahreszeiten kommt Fischbrut aus dem Kattegat in die Kieler und Mecklenburger Bucht, wobei der Fehmarnbelt im Bereich des Stromsystems liegt, das dem Wasseraustausch zwischen Nord- und Ostsee dient. Diese Planktonformen stellen somit biologische Indikatoren für den Einstrom salzreichen Wassers dar. Aus ihrer Häufigkeit könnte man Schlüsse über die Stärke dieser Einströme ziehen. Neben dem ständigen Wasser-

transport zwischen Kattegat und Ostsee wurden auch kurzzeitige Oberflächenein- und -ausstromsituationen bei Fehmarn und dem Großen Belt beobachtet (Müller 1988). Der westliche Teil des Brackwassermeeres Ostsee mit seinem höheren Salzgehalt wird somit zumindest zeitweilig von „Gästen“ aus der angrenzenden Nordsee besucht. Sie können sich aber hier nicht fortpflanzen. Müller (1970) konnte den Einstrom von seltenen und Gästefischen in die Kieler Bucht anhand von zwei deutlichen Schüben nachweisen, und zwar im Frühjahr (Februar - April) und im Sommer (Juni - Juli). In so genannten „Sommerschub“ können Larven von *Trisopterus minutus* (Zwergdorsch) in die Kieler Bucht gelangen. Sie lassen sich aber selten, und dann nur in geringer Anzahl in den untersuchten Proben finden. Von den 8 in Tab. 2.3 eingeordneten Gastarten ist nur eine, *Liparis liparis* (Großer Scheibenbauch), in allen Beobachtungsjahren vertreten. Die von uns nachgewiesenen Vorkommen in der Kieler Bucht lassen sowohl im Frühjahr als auch im Sommer auf einen Transport mit dem Strom aus dem Kattegat schließen und bestätigen Müllers Ergebnisse aus den sechziger Jahren (Müller 1970). Alle anderen Arten treten nur in einem oder maximal in zwei Jahren auf. Die Jahre 1993 und 1994 heben sich durch eine höhere Anzahl an Gastarten hervor. Das ist als Hinweis auf einen stärkeren Eintrag an Larven aus dem Kattegat/Skagerrak anzusehen. Auf die Verbreitung von seltenen Fischlarven in den Ichthyoplanktonfängen der westlichen Ostsee in den Jahren 1993-1996 wurde bereits ausführlich in Klenz (1997) eingegangen.

zusammenfassend läßt sich feststellen, daß im untersuchten Seegebiet Arten gefangen werden konnten, die in den sechziger und siebziger Jahren aus den Fischlarvenfängen der westlichen Ostsee verschwunden waren - sowohl Larven von „Standfischen“ dieses Gebietes als auch von eingewanderten „Gästen“ aus Gebieten mit höherem Salzgehalt. Außerdem konnten im Monat April Larven von seltenen Fischarten im Probenmaterial identifiziert werden. Unsere Ergebnisse der Ichthyoplanktonaufnahmen der Beltsee bestätigen die von Müller (1970, 1988) nachgewiesenen Larvenverdriftungen aus dem Kattegat/Skagerrak.

Literatur

- FRICKE, R (1987). Deutsche Meeresfische - Bestimmungsbuch. 1. Aufl. Hamburg. Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung.
- HALSEISEN, H.-W. in der Überarbeitung von SCHÖFER, W. (1988). Bestimmungsschlüssel für Fischlarven der Nordsee und angrenzender Gebiete. Ber. Inst. Meereskd. Kiel Nr. 178: 1-76.
- HÜSSY, K.; St JOHN, M.A. & BÖTTCHER, U. (1997). Food resource utilization by juvenile Baltic cod *Gadus morhua*: a mechanism potentially influencing recruitment success at the demersal juvenile stage. Mar. Ecol. Prog. Ser. 155 (Aug.): 199-208.
- ICES (1998). Report of the Baltic Fisheries Assessment Working Group. ICES C.M. 1998/ACFM: 16, part 1: p. 84.
- KÄNDLER, R (1952). Jahreszeitliches Vorkommen und unperiodisches Auftreten von Fischbrut, Medusen und Dekapodenlarven im Fehmarnbelt in den Jahren 1934-1943. Ber. der DWK für Meeresforschung. Neue Folge. XII (1): 49-85.
- KLENZ, B. (1994). Ichthyoplanktonuntersuchungen in der westlichen Ostsee/ Arkonasee unter dem Aspekt der Rekrutierung des Dorschbestandes. Inf. Fischwirtsch. 41 (2), 81-85.
- KLENZ, B. (1997). Seltene Fischlarven in den Ichthyoplanktonfängen der westlichen Ostsee im Zeitraum 1993-1996. Inf. Fischwirtsch. 44 (2): 62-64.
- KLENZ, B. (1999 a). Larvenaufkommen und -verbreitung von Nutzfischarten der westlichen Ostsee im Zeitraum 1993 - 1997. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 7: 111-124.

- KLENZ, B. (1999 b). Ichthyoplanktonaufnahmen als Beitrag zu Biodiversitätsuntersuchungen in der westlichen Ostsee. *Inf. Fischwirtsch. Fischereiforsch.* 46 (3): 27-31.
- KLENZ, B. (2000). Abundance and distribution of larvae of commercially important fish species in the western Baltic Sea during the period 1993-1998. *ICES C. M.* 2000 / N: 15: 22 S.
- MÖBIUS, K & HEINCKE, F. (1882) in MÜLLER, A. (1970).
- MÜLLER, A. (1970). Über das Auftreten von Fischlarven in der Kieler Bucht. *Ber. der DWK für Meeresforschung.* 21 (1-4): 349-368.
- MÜLLER, A. (1988). Seasonal change of zooplankton in Kiel Bay: IV. Ichthyoplankton. *Kieler Meeresforsch., Sonderh.* 6: 323-330.
- RECHLIN, O. & BAGGE, O. (1996). Entwicklung der Nutzfischbestände. - In: Lozan, J.L. et al. (Hrsg.) *Warnsignale aus der Ostsee - Wissenschaftliche Fakten.* 1. Aufl. Berlin, Parey Buchverlag im Blackwell Wissenschafts Verlag. ISBN 3-8263-3086-2.: 188-196.
- SCHNACK, D. (1993). Fischbrutuntersuchungen als Beitrag zum Biologischen Monitoring der Ostsee. - In: Duinker, J.C. (Hrsg.) *Das Biologische Monitoring der Ostsee im Institut für Meereskunde Kiel 1985-1992.* *Ber. Inst. Meereskd. Kiel Nr.* 240: 186-198.
- SMITH, P.E. & RICHARDSON, S.L. (1977). Standard techniques for pelagic fish egg and larva surveys. *FAO Fisheries Technical Paper No.* 175: Rom.

Verfasser

Dr. Birgitt Klenz
Bundesforschungsanstalt für Fischerei
Institut für Ostseefischerei Rostock
An der Jägerbäk 2
18069 Rostock

