

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 Phosphorkreislaufes 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.

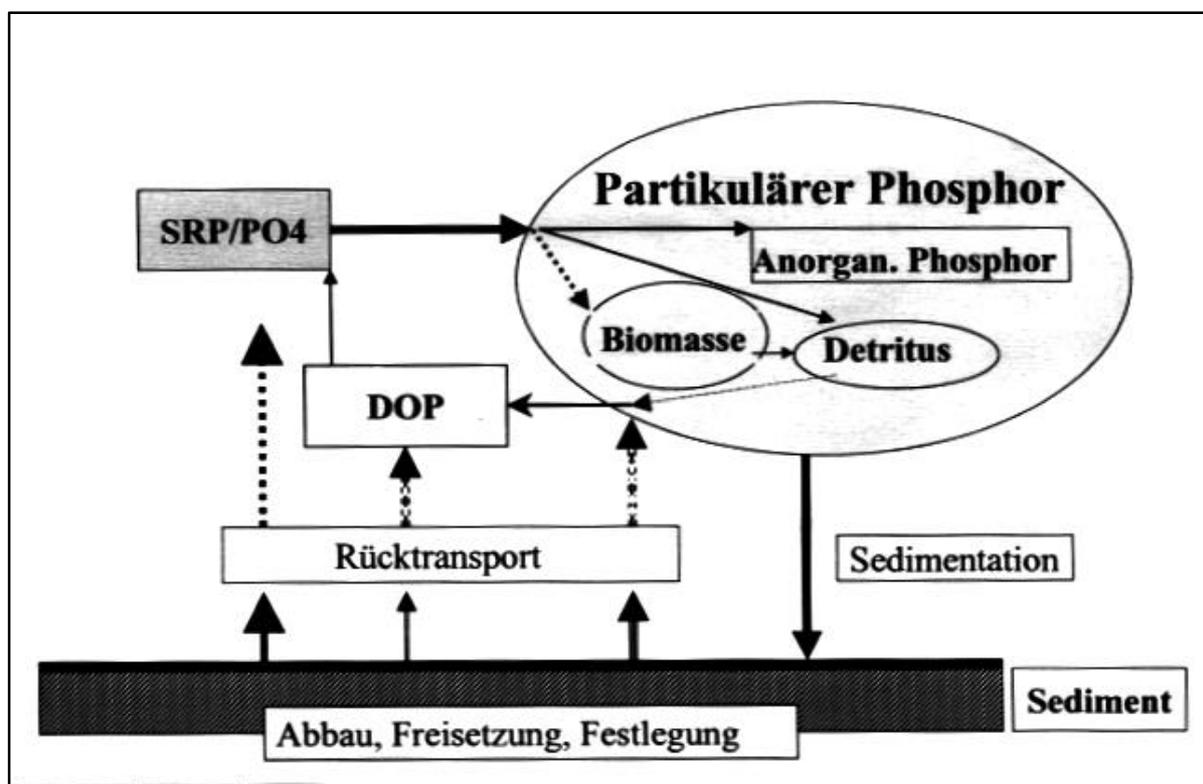


Abb. 1 Schematische Darstellung des Phosphorkreislaufes im Gewässer, SRP – soluble reactive phosphorus, DOP – dissolved organic phosphorus

2 Material und Methoden

Der Dudinghausener See und der Bützower See befindetet 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 |

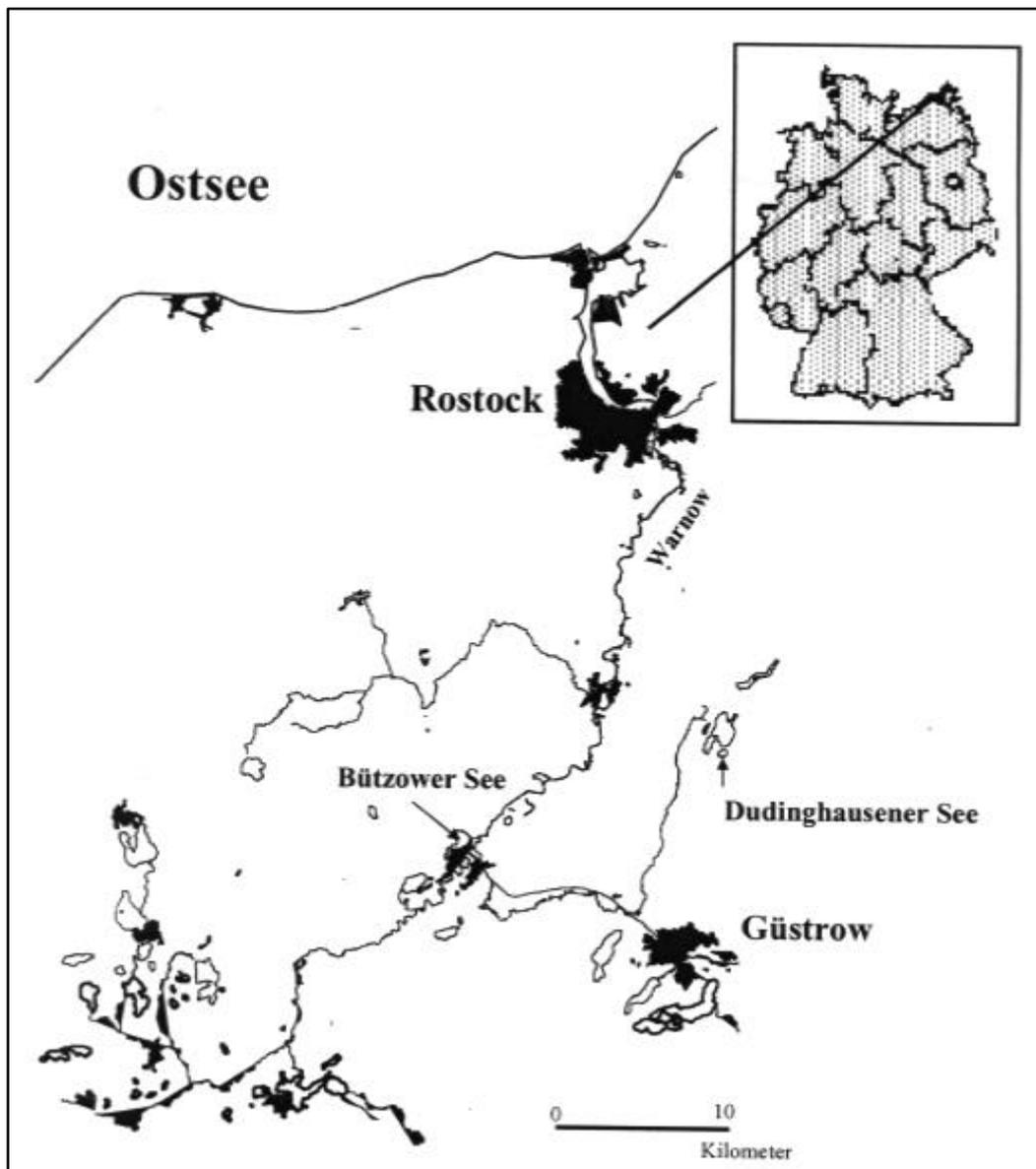


Abb. 2 Geographische Lage der Seen in Mecklenburg-Vorpommern

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 im 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.

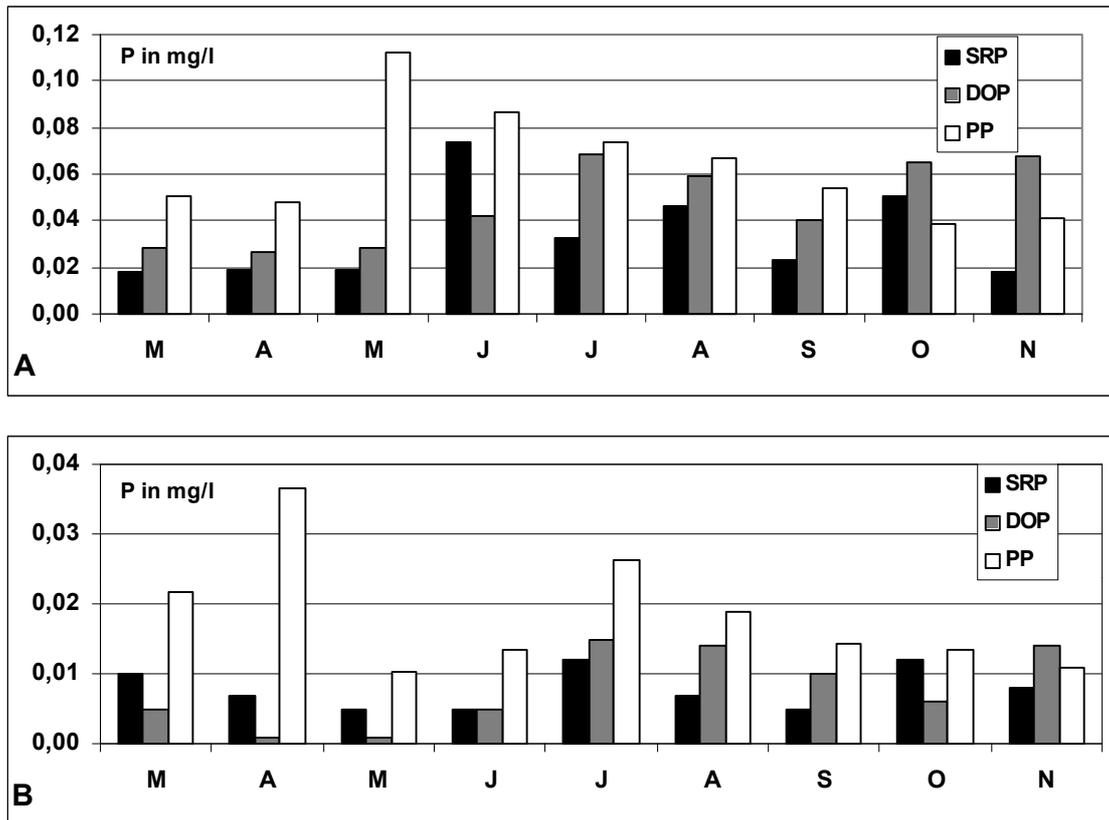


Abb. 3 SRP, DOP und PP-Konzentrationen des Bützower Sees (Abb. 3a) und Dudinghausener Sees (Abb.3b) im Jahresverlauf 1998

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.

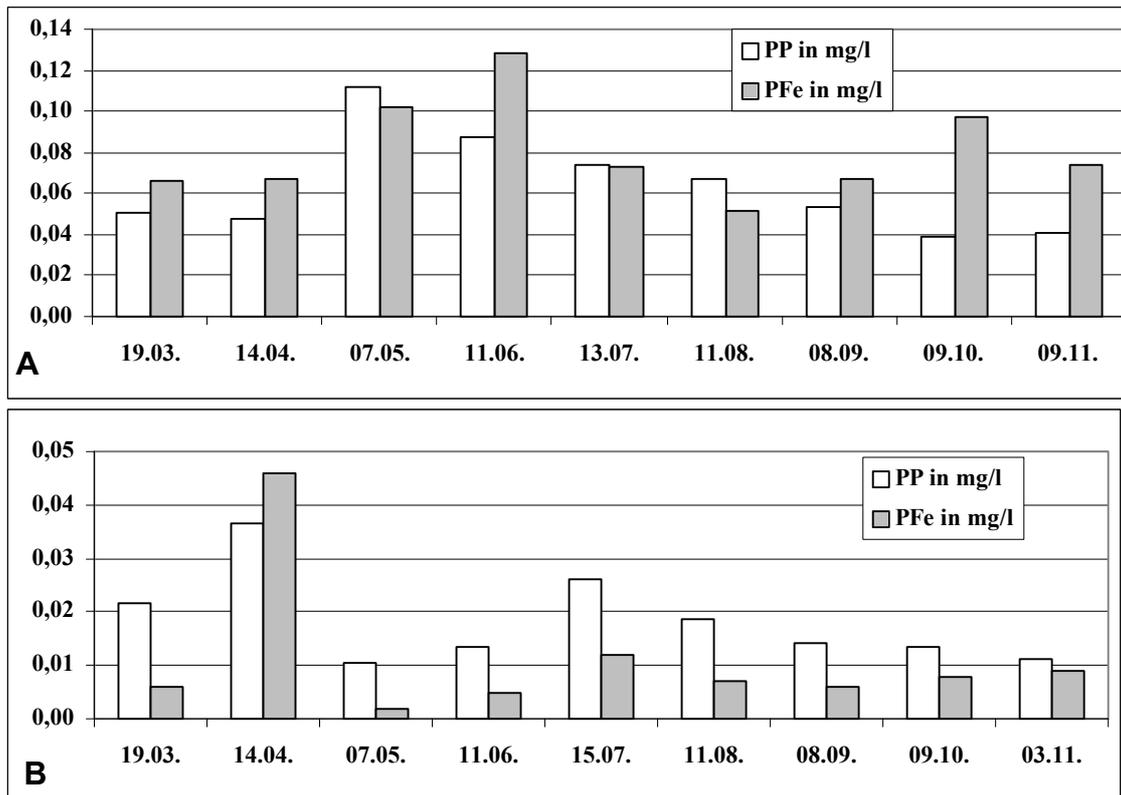


Abb. 4 PP- und PFe-Konzentrationen des Bützower Sees (Abb. 4a) und Dudinghausener Sees (Abb. 4b) im Jahresverlauf 1998

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 (H_2O -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.

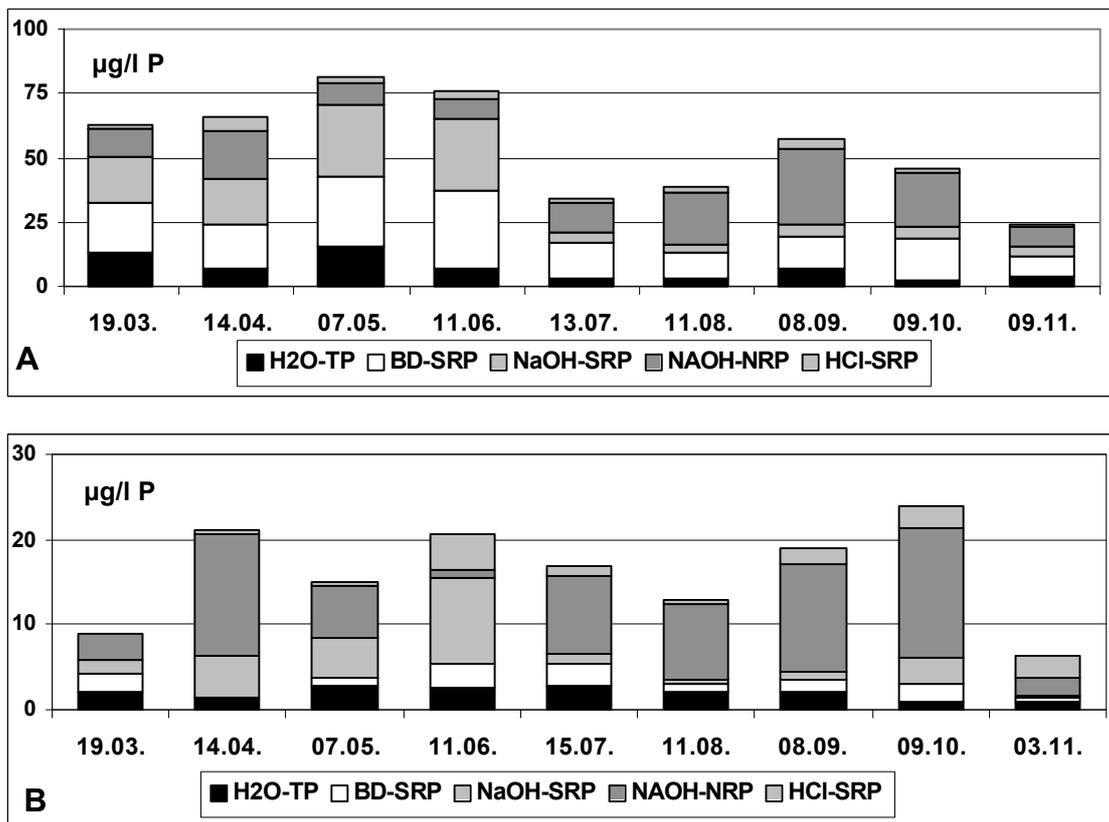


Abb. 5 P-Bindungsfraktionen des PP des Bützower Sees (Abb. 5a) und Dudinghausener Sees (Abb.5b) im Jahresverlauf 1998

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.

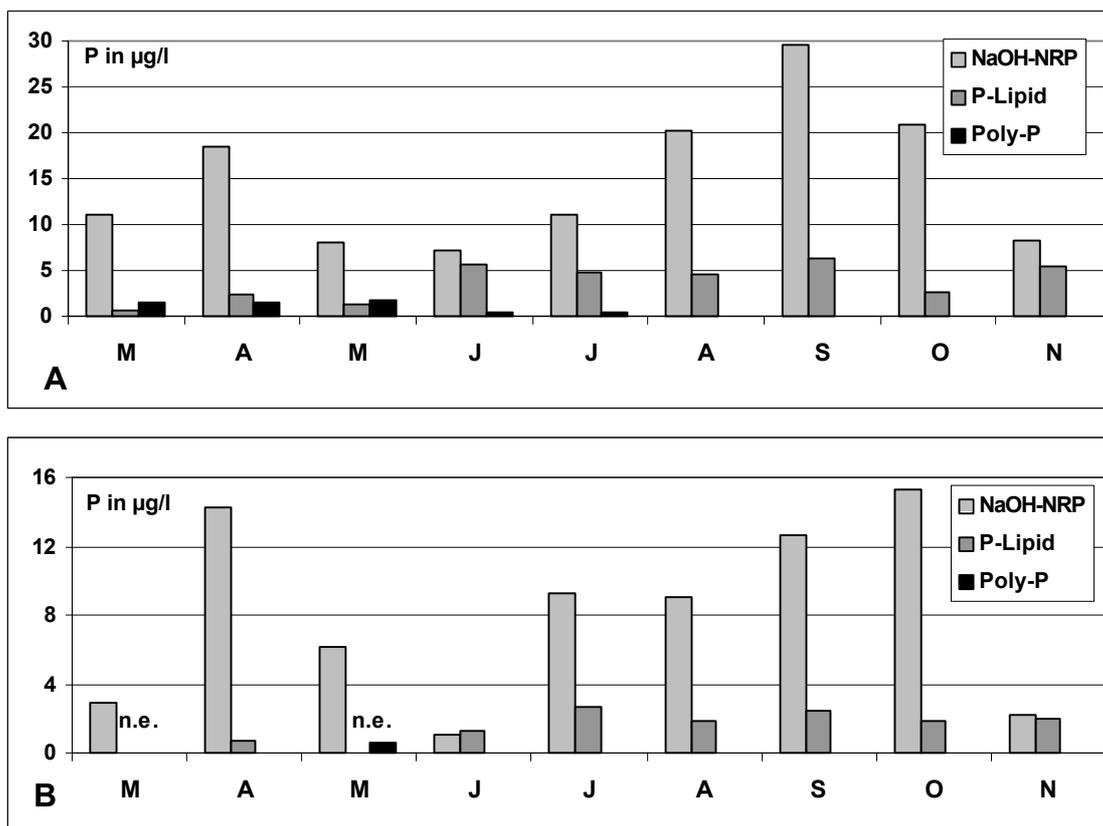


Abb. 6 Konzentrationen von P-Lipid, Poly.P und der NaOH-NRP-Fraktion des PP des Bützower Sees (Abb. 5a) und Dudinghausener Sees (Abb.5b) im Jahresverlauf 1998

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. & BUFFLE, 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. Sci. 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. Environ. 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 Sobygaard, 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. Buffle & 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

