

BEDEUTUNG SEDIMENTSTRATIGRAPHISCHER UNTERSUCHUNGEN FÜR DIE SEENTHERAPIE

Investigations of sediment stratigraphy and their importance for in-lake measures

Michael Hupfer

*Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, D-12587 Berlin, Germany,
e-mail: hupfer@igb-berlin.de*

Abstract

Sediment investigations in five different lakes were used to examine how in-lake measures to reduce eutrophication (chemical precipitation, aeration and capping) were recorded as historical events in the sediment stratigraphy. In retrospect, sediment records can be helpful tools for the evaluation of failures in the field of lake restoration. The single or repeated applications of aluminium salt in Lake Auensee and Lake Süßer See have shown a permanent enrichment of phosphorus in the respective horizons. Enhanced P retention was also observed after the application of iron salts in Lake Gross-Glienicker See. In that case, the permanent P fixation by iron in the sediment was probably supported by positive feedback mechanisms induced by a lower trophy state and a higher availability of Fe(III) hydroxides as electron acceptor for microbial mineralisation. On the basis of vertical profiles the additional P retention per area was quantified for use in a P balance. The effectiveness of chemical treatment and sediment capping depend on the deposition rate of new material above the artificial layer and its contribution to the total P release. The evaluation of finely resolved sediment profiles demonstrated that no correlation between P release rates and the mobilisable P pool (and total P) should be expected. It was calculated that the phosphorus pool in the sediment of Lake Arendsee could sustain the observed high P release rates only over a period of three months. The study demonstrates that investigations of sediment stratigraphy are an important tool in the applied limnology to decrease the risk of failure before and to assess the efficiency after lake restoration measures.

sq

Key words: Eutrophication, internal phosphorus cycle, in-lake measures, sediment, sediment stratigraphy

EINFÜHRUNG

Seesedimente gehören zu den wichtigsten natürlichen Archiven für die Rekonstruktion der Klima- und Umweltbedingungen in der Vergangenheit. Der vor allem in den letzten hundert Jahren stark angestiegene Eintrag von Nähr- und Schadstoffen aus der Industrie und Landwirtschaft ist in seiner Wirkung auf die Gewässer (Eutrophierung, Versauerung, Verschmutzung) auch in den Sedimentablagerungen gut zu dokumentieren (Scharf *et al.* 1995, Steinberg 1991, Müller 1997). Die Ermittlung früherer Zustände durch immer verfeinerte Methoden bei der Interpretation paläolimnologischer Indikatoren (Schönfelder 1997, Scharf 1998) gestattet es, Leitbilder sowie Schutz- und Entwicklungsziele für die Gewässer zu formulieren (Smol 1992, Battarbee 1999). Für die angewandte Limnologie ist außerdem von Bedeutung, dass die Sedimente als Senken für autochthone und allochthone Substanzen und als Ort intensiver biogeochemischer Umsatzprozesse eine wichtige Funktion für den Stoffhaushalt eines Sees haben. Die Konzentrationen von Nähr- und Schadstoffen liegen in Seesedimenten häufig um

mehrere Größenordnungen über denen des Freiwassers. Das Sediment eutrophischer Seen wird meistens als eine nahezu unerschöpfliche Quelle von Phosphor (P) für den Wasserkörper angesehen, welches den Erfolg von externen Maßnahmen zur Lastsenkung beeinträchtigen oder stark verzögern kann (z. B. Sřndergaard *et al.* 2001). Diesem Paradigma folgend, zielen viele technische Maßnahmen darauf, den internen P-Kreislauf zu beeinflussen. Die Anwendung prinzipiell ähnlicher technischer Verfahren führte in manchen Anwendungsfällen zum Erfolg, in anderen dagegen nicht. Bislang basieren Entscheidungen über die Anwendung von Verfahren zur Beeinflussung des internen Nährstoffhaushaltes bestenfalls auf der Abschätzung der aktuellen Nährstoffflüsse aus dem Sediment, die mit den externen Einträgen verglichen werden. Ein solches Vorgehen überschätzt aber in vielen Fällen die längerfristige Bedeutung des Sedimentes. In diesem Beitrag wird anhand von Fallstudien gezeigt, dass mit sedimentstratigraphischen Methoden die Auswahl von seeinternen Verfahren erleichtert sowie deren Durchführung und Wirksamkeit als "historisches" Ereignis im Sediment registriert und im nachhinein bewertet werden kann.

Tabelle 1

Charakterisierung der Untersuchungsgewässer und Kurzbeschreibung der durchgeführten seeinternen Maßnahmen

See	Fläche [km ²]	Z _{max} [m]	Z _m [m]	Verweil-zeit [Jahre]	Durchgeführte Maßnahme	Literatur
Arendsee	5,13	49	29	114	Aufspülung litoraler Seekreide zur Abdeckung des Sedimentes	Scharf (1998) Rönicke <i>et al.</i> (1998)
Auensee	0,12	7,8	3,9	0,36-1,5	Zweikomponentenfällung mit aufgemahlenem Cocco-lithenkalk und einem vorhydrolysierten Polyaluminiumhydroxychlorid nach vorheriger Teilentschlammung im Mai 2001	Lewandowski <i>et al.</i> (2002)
Groß-Glienicker See	0,67	10,8	6,5	16	Hypolimnische Belüftung seit 1992, Eisenbehandlung mit je 250 g Fe m ⁻² Eisenhydroxid und Eisen(III)chlorid zwischen Dezember 1992 und Februar 1993.	Wolter, Ripl (1998)
Sempacher See	14,4	87	44	15	Belüftung (Mai bis Oktober) und Destratifikation (November bis April) seit 1984	Wehrli, Wüest (1996) Gächter, Wehrli (1998)
Süßer See	2,68	8,2	4,3	1,2	Ein- bis zweimalige jährliche Fällung mit Aluminiumsulfat zwischen 1977 und 1992	Lewandowski <i>et al.</i> (2003)

GEWÄSSER UND UNTERSUCHUNGSMETHODEN

Die Sedimentkernuntersuchungen wurden an Seen durchgeführt, an denen verschiedene interne Therapieverfahren zur Anwendung kamen. Die Tabelle 1 gibt einen Überblick zu den morphometrischen Eigenschaften der Seen und zu den durchgeführten technischen Verfahren.

Die Sedimente wurden mit einem UWITEC-Kernstecher an der jeweils tiefsten Stelle entnommen und unmittelbar nach Beprobung in verschiedene Horizonte geteilt. Die Stoffanalysen erfolgten mit Standardmethoden (siehe Lewandowski *et al.* 2003, Hupfer *et al.* 1995, Hupfer *et al.* 2000). Mit Hilfe der P-Fraktionierung nach Psenner *et al.* (1984) können folgende P-Fractionen operationell unterschieden werden (Details siehe Lewandowski *et al.* 2002): NH₄Cl-TP (gelöster oder leicht adsorbierter Phosphor), BD-P (reduktiv löslicher Phosphor, meist an Eisenhydroxiden gebundener P), NaOH-SRP (gegen OH⁻-Ionen austauschbarer Phosphor, Phosphor an Eisen- und Al-oxide), NaOH-NRP (organischer P und Poly-P) und HCl-P (säuerlöslicher P, Ca-gebundener Phosphor). Die ¹³⁷Cs Datierung erfolgte gammaspektroskopisch mit einem GMX-Detektor (TENNELEC) am Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle (Sektion Analytik, Dr. Treutler).

ERGEBNISSE

Vertikalprofile vor einer geplanten Maßnahme

Die P-Retention und ihre zeitliche Veränderung kann mit Hilfe von datierbaren Sedimentkernen bestimmt werden (Dillon und Evans 1993). Voraussetzung dafür ist die zeitliche Zuordnung einer oder mehrerer Schichten. Scharf (1998) nutzt die Warvenstratigraphie der Sedimente des Arendsees vor der geplanten Sedimentabdeckung mit litoraler Seekreide, um eine zeitliche Zuordnung einzelner Sedimentschichten vornehmen zu können. Mit der im gleichen Jahr durchgeführten ¹³⁷Cs Datierung konnte die Auszählung der Warven mit einer unabhängigen Methode geprüft werden

(Abb. 1 A). Wegen der guten Übereinstimmung der Datierungsergebnisse für das Jahr 1986 (Maximum durch den Fallout infolge des Reaktorunfalls in Tschernobyl) war es mit Hilfe der Warven möglich, auch weiter zurückliegende Zeitpunkte zu zuordnen. Auf diese Weise wurden unter Verwendung des Gesamt-P (TP)- Profils für zwei Zeiträume die P-Retentionsraten berechnet (Abb. 1 B). Die mittleren P-Retentionsraten betragen 1,07 und 1,56 mg P m⁻² d⁻¹ für die Zeiträume von 1975 bis 1986 bzw. von 1986 bis 1995.

Nach Lewandowski (2002) können unter bestimmten Voraussetzungen die TP-Tiefenprofile eines Sedimentes auch genutzt werden, um den temporär festgelegten Phosphor und damit das P-Freisetzungspotential zu ermitteln. Der Berechnung liegt die Betrachtung zu Grunde, dass im Verlauf der Frühdiagenese innerhalb einiger Jahre der größte Teil des mobilisierbaren Phosphors abgegeben wird und sich in der Tiefe ein nahezu konstanter TP-Gehalt einstellt. Diese Vorstellung gilt aber nur, wenn im betrachteten Zeitraum stationäre Bedingungen vorlagen, die zu einer unveränderten jährlichen Sedimentation führten. Langzeitbeobachtungen über die Nährstoff- und die Planktodynamik (Rönicke 1986) sowie paläolimnologische Untersuchungen (Findlay *et al.* 1998) zeigen, dass diese Annahme für die letzten Jahrzehnte am Arendsee gegeben ist. Die höchsten TP-Gehalte wurden an der Sedimentoberfläche registriert, die innerhalb der obersten Schichten schnell auf einen konstanten Wert abnehmen (vgl. Abb. 1 B). Der mobilisierbare P-Pool beträgt im März 1995 940 mg P m⁻² (bezogen auf die Seefläche tiefer 30 m Wassertiefe: 1,8 t). Nimmt man die aus der hypolimnischen P-Akkumulation berechneten P-Freisetzungsraten von 10,5 mg P m⁻² d⁻¹ (Hupfer *et al.* 2000) zeigt sich, dass damit dieser Pool theoretisch eine zeitliche Reichweite von nur 90 Tagen hat. Ein Vergleich des temporären P-Pools im Sediment von 1,8 t zum durchschnittlichen P-Inhalt im Wasserkörper von 22,5 t (1971–1995) verdeutlicht zudem, dass dem Sediment als Zwischenspeicher für Phosphor quantitativ nur eine geringe Rolle zukommt.

Obwohl das Sediment des hocheutrophen Auensees in Leipzig mit hohen P-Freisetzungsraten ebenfalls den inter-

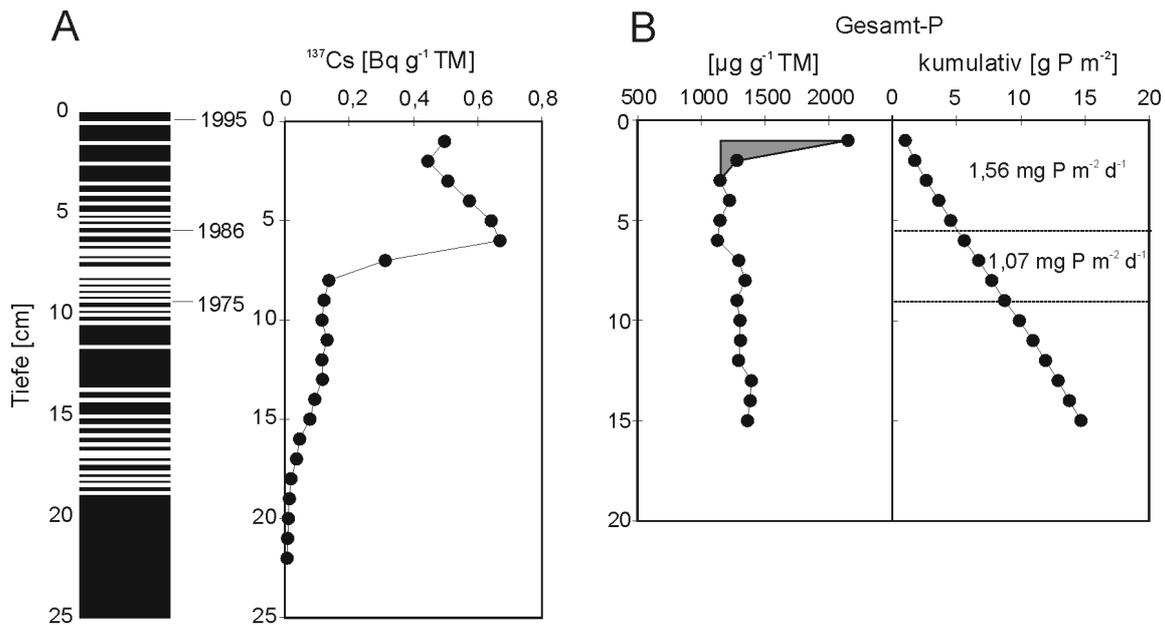


Abb. 1. Untersuchungen von Sedimentkernen des Arendsees aus einer Wassertiefe von 48 m im Jahr 1995 vor der Aufspülung mit Seekreide: A: Abfolge von Hell-Dunkel-Lagen (schematisch, aus Scharf, 1998) im Vergleich zur vertikalen Verteilung der Aktivität des ^{137}Cs und B: des Phosphors als Gehalt pro Trockenmasse und flächenbezogen als kumulative P-Menge in einem Sedimentkern aus 48 m Wassertiefe im Jahr 1995. Es werden zudem die P-Retentionsraten für die Zeiträume von 1975 bis 1986 und 1986 bis 1995 angegeben (grau: mobilisierbarer Phosphor, siehe Text).

nen P-Zyklus bestimmt, berechnen Lewandowski *et al.* (2002) aus dem geschätzten mobilisierbaren P-Pool ebenfalls eine zeitliche "Reichweite" von nur wenigen Monaten.

In beiden genannten Fällen sind Maßnahmen zur Abdeckung oder Entschlammung nur von geringer Wirksamkeit, weil die neu abgelagerten Sedimente und nicht die älteren Sedimente die Rücklöseraten bestimmen. Dieser schnelle Umsatz des Phosphors nach der Sedimentation erklärt wahrscheinlich auch, weshalb im schwedischen See Finjasjön eine unverminderte P-Freisetzung aus den bereits ausgebaggerten Arealen festgestellt wurde, was letztlich zum Abbruch der Entschlammung führte (Annadotter *et al.* 1999).

Aus den Befunden kann generell geschlossen werden, dass sich Analysen und Prognosen zum Freisetzungspotential und zum Langzeitverhalten der Sedimente nicht auf die Bewertung des TP-Gehaltes einer willkürlich festgelegten Sedimentschicht von 10 oder 15 cm stützen können, wie noch z.B. von Sas (1989) für Flachseen vorgeschlagen, sondern dass ein Vergleich mit dem TP-Gehalt am "Endpunkt der Diagenese" als Referenz bedeutsamer ist.

Der Vorteil dieses Konzeptes gegenüber der Bestimmung von P-Bindungsformen für angewandte Fragen besteht darin, dass die in-situ Bedingungen für die komplexen Prozesse der P-Diagenese berücksichtigt werden. Diese Prozesse entscheiden letztlich darüber, welcher Anteil des sedimentierten Phosphors während der Diagenese im Sediment verbleibt und welcher Anteil über das Porenwasser an den Wasserkörper abgegeben wird. Vollziehen sich die Prozesse der P-Mobilisierung vor allem in den oberen jungen Sedimentablagerungen ist das P-Mobilisierungspotenzial gering. Sind dagegen bei gleicher P-Freisetzungsrate auch tiefere, ältere Sedimenthorizonte an der Freisetzung beteiligt, ist der

Anteil temporärer P-Formen und damit das P-Mobilisierungspotenzial höher (Hupfer, Zippel 1998). Dieser jeweils unterschiedliche Beitrag einzelner Sedimenthorizonte an der gesamten P-Mobilisierung erklärt, warum zwischen dem P-Mobilisierungspotenzial der Sedimente und den aktuellen P-Freisetzungsraten nicht einmal eine korrelative Beziehung bestehen kann. Für die richtige Auswahl von technischen Verfahren spielt die vertikale Verteilung der temporären und permanenten P-Anteile aber eine wichtige Rolle (vgl. Schauer *et al.* 2003). Unabhängig von der chemischen Bindungsform des Phosphors kann als temporärer Pool der Teil des Phosphors angenommen werden, der in dem jeweiligen Sedimenthorizont über dem als "Endpunkt der Diagenese" festgestellten minimalen TP-Gehaltes liegt.

Vertikalprofile von therapierten Seen

Das in einen See eingebrachte Fällmittel kann visuell als geochemische Fremdlage nachgewiesen werden. Das gilt unter der Voraussetzung, dass keine oder nur geringe Bioturbation stattfindet und sich die ursprünglichen und späteren optischen Merkmale von den anderen Sedimentschichten unterscheiden. Die Abb. 2 zeigt die Seekreidelage vom **Arendsee** und die vor allem aus Kalk und dem Aluminiumsalz bestehende Fällmittelschicht vom **Auensee** in den betreffenden Sedimentkernen.

In beiden Fällen ist sichtbar, dass sich die künstlich eingebrachten Stoffe klar von anderen Schichten abgrenzen und dass seit der Durchführung der jeweilige Maßnahme bereits wieder einige Zentimeter neues Sediment abgelagert wurden. Im Auensee erklärt sich die hohe Ablagerungsrate aus dem Trichtereffekt (Focussing) in einem räumlich sehr begrenzten Tiefenareal. In beiden Seen findet an der tiefsten

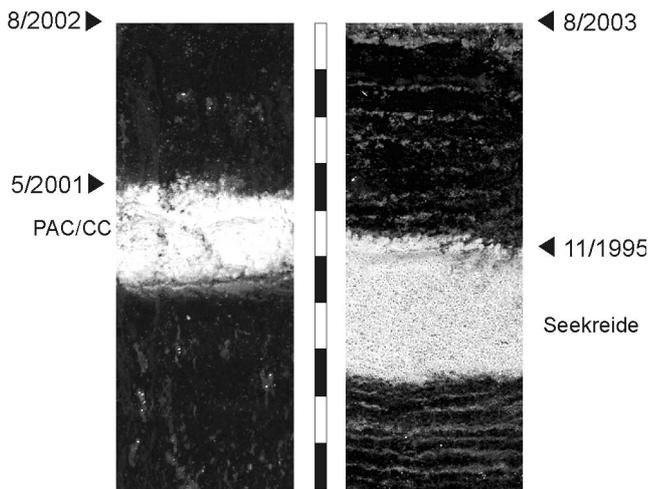


Abb. 2. Visueller Nachweis von geochemischen Fremdlagen in Sedimentkernen, die infolge seeinterner Maßnahmen eingebracht wurden. Rechts: Fällung mit Polyaluminiumchlorid und gemahltem Coccolithenkalk (PAC/CC) im Auensee (Kernentnahme: 21.08.02, 8 m Wassertiefe). Links: Mechanische Resuspension und flächenhafte Verteilung von litoraler Seekreide im Auensee (Maßnahme im Oktober bis Dezember 1995, Kernentnahme: 21.08.2003, 48 m Wassertiefe), Skale: 1 cm-Schritte.

Stelle keine Bioturbation statt, so dass die Schichten als künstliche Datierungsmarke verwendet werden können. Im Arendsee kann damit die mittlere P-Retentionsrate nach der Seekreideaufspülung mit denen im Jahr 1995 ermittelten P-Retentionsraten direkt verglichen werden. Die P-Retentionsrate für den Zeitraum von 1995 bis 2003 von $1,37 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Mittelwert aus 5 Kernen) weist in den Jahren nach der Maßnahme keine signifikante Veränderung gegenüber den früheren Zeiträumen auf.

Das Ereignis "Seentherapie" lässt sich in diesen beiden Seen vor allem anhand chemischer Parameter im Sediment nachweisen und bewerten (Abb. 3). Im Fall des Auensees kann eine deutliche P-Aufnahme durch die Fällschicht registriert werden. Sie beträgt bei einer durchschnittlichen Dicke der Fällschicht von 1,2 cm und einer experimentell ermittelten maximalen P-Aufnahmekapazität von $15,7 \text{ mg g}^{-1} \text{ TM}$ (unpub. Daten) $6,02 \text{ g P m}^{-2}$. Bezogen auf ein Areal mit einer Wassertiefe von mehr als 5 m (1,9 ha), in dem die Fällmittellage nachweisbar war, bedeutet dies eine zusätzliche P-Bindung von 114 kg. Obwohl das Fällmittel sehr gute P-Bindeeigenschaften aufweist, ist die Wirkung auf den Phosphorgehalt im Gewässer gering, weil alleine der jährliche P-Import auf 217 kg geschätzt wird (vgl. Lewandowski *et al.* 2002). Im Arendsee ist die Calcitlage anhand der höheren Calciumgehalte im Horizont von 5 bis 12 cm nachweisbar. Im Gegensatz zum Auensee ist in der Fällmittellage des Arendsee-Sedimentes der TP-Gehalt niedriger als in den darunter und darüber liegenden Schichten. Eine zusätzliche Aufnahme von Phosphor in die Seekreide hat nicht stattgefunden, da sich der TP-Gehalt dieser Schicht gegenüber der Lagerstätte nicht erhöht hat (Hupfer *et al.* 2000).

Die Abb. 4 zeigt die Vertikalverteilung des Phosphors und seiner Bindungsformen für den Süßen See, den Großglienicker See und den Sempacher See. Außerdem ist die

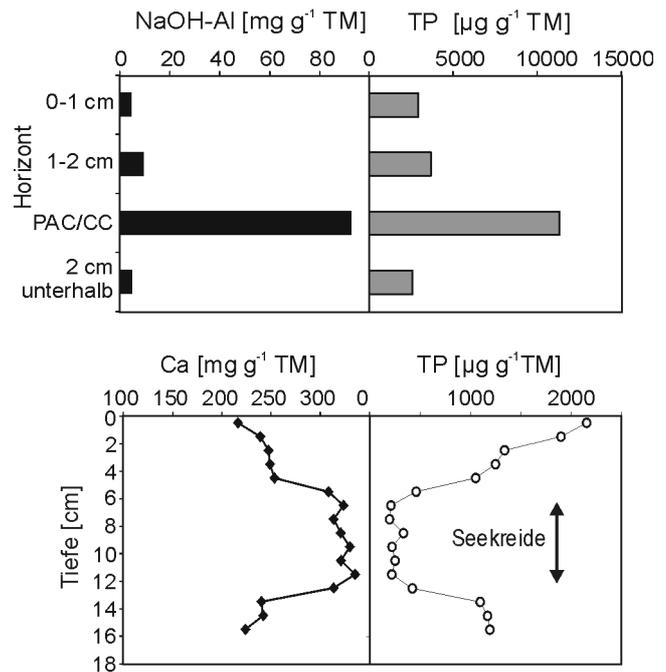


Abb. 3. Nachweis der in Folge seeinterner Maßnahmen angebrachten geochemischen Fremdlage anhand der Vertikalverteilung von Phosphor und dem als Steuergröße für den P-Rückhalt wirksamen Elementen: Oben: Gehalte an NaOH-extrahierbarem Aluminium und von Gesamt-P in verschiedenen Sedimentschichten des Auensees (Maßnahme im Mai 2001, Kernentnahme: 20.08.2002, 7,5 m Wassertiefe). Unten: Calcium-Gehalte und Gesamt-P im Arendsee (Maßnahme im Oktober bis Dezember 1995, Kernentnahme: 10.09.2002, 48 m Wassertiefe).

vertikale Verteilung des Metalls dargestellt, welches zur Erhöhung der P-Retention führen sollte.

Die über viele Jahre durchgeführte Al-Fällung im **Süßen See** bildet sich im Sediment mit maximalen Gehalten des NaOH-extrahierbaren Aluminiums in 22 cm Tiefe ab. Die Betrachtung des Gesamt-Aluminiums erwies sich in diesem Falle als weniger geeignet, da Tonminerale in erheblichem Maße allochthon eingetragen werden. Das Maximum des TP-Gehaltes fällt mit dem Maximum des NaOH-extrahierbaren Aluminiums zusammen. Der Anstieg des Phosphors erklärt sich hauptsächlich in einem Anstieg des NaOH-SRP, was die Bedeutung des Aluminiums für die Festlegung des Phosphors auch unter anaeroben Bedingungen belegt. Aus dem Vergleich des angenommenen Hintergrundwertes mit den tatsächlichen Daten wurde die zusätzliche Akkumulation von Aluminium und Phosphor berechnet (mehr Details siehe Lewandowski *et al.* 2003).

Im Fall des **Großglienicker Sees**, wurden Eisensalze als Fällmittel eingesetzt. Der Sedimentkern zeigt in den oberen 10 bis 15 cm ein höheres Konzentrationsniveau von Eisen und Gesamt-P als die älteren Schichten, die dem Zeitraum vor der Maßnahme zugeordnet werden. Die nur sehr langsam zur Oberfläche abnehmenden Gehalte resultieren möglicherweise aus der Vermischung infolge Bioturbation, da Sauerstoff durch eine Tiefenwasserbelüftung eingetragen wird und die Sedimentation organischer Substanz durch den Rückgang der Trophie stark abgenommen hat. Auch die künstliche Erhöhung des Eisengehaltes im Sediment beein-

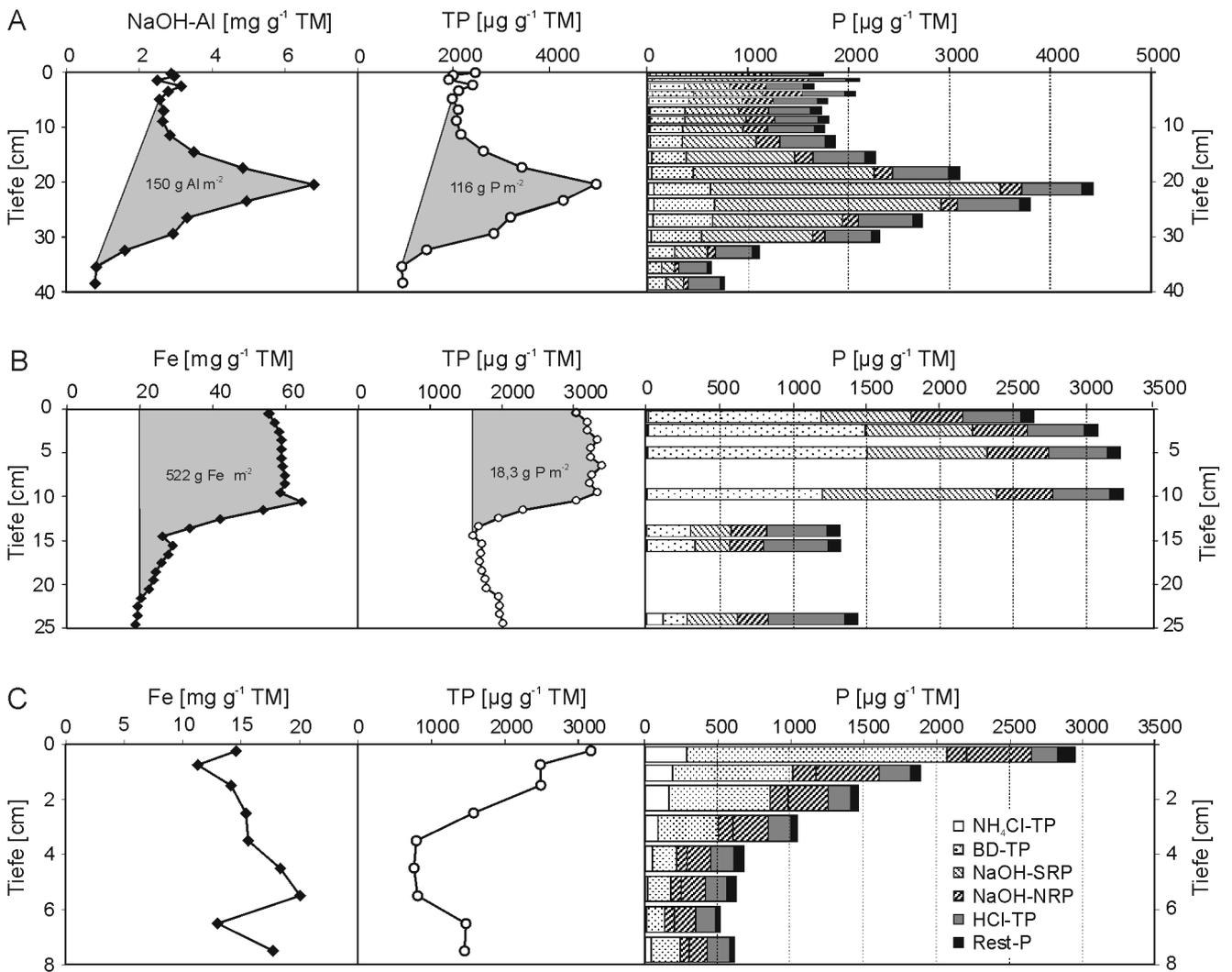


Abb. 4. Auswirkungen von verschiedenen seeinternen Maßnahmen auf die vertikale Verteilung des als Steuergröße wirksamen Parameters für die P-Retention, der Gesamt-P Gehalte und der P-Bindungsformen im Sediment A: Fällung mit Aluminiumsulfat im Süßen See (Fällungen zwischen 1977 bis 1992, Kernentnahme 29.01.2002 aus 8,2 m Wassertiefe, verändert aus Lewandowski *et al.* 2003). B: Fällung mit Eisenhydroxid und Eisenchlorid im Groß-Glienicker See (Zeitpunkt der Maßnahme: Dezember 1992 bis Februar 1993, Kernentnahme: 10.09.2001, 10 m Wassertiefe). C: Belüftung im Sempacher See (Maßnahme seit 1984, Kernentnahme: 20.06.1994, 87 m Wassertiefe, verändert aus Hupfer *et al.* 1995).

flusst die Redoxprozesse erheblich. Eisen wird anstelle des Sulfates als Elektronenakzeptor zum Abbau organischer Substanz wirksam. Übersteigen das gelöste zweiwertige Eisen und das gelöste Phosphat bestimmte Konzentrationen, kann es zur Festlegung des Phosphats in Form von Vivianit kommen (Roden, Edmonds, 1997). Außerdem erhöht sich der Überschuss des Eisens gegenüber dem gebildeten Sulfid, so dass die intensiviert P-Freisetzung durch Eisensulfidbildung (Steinberg 2003) an Bedeutung verliert. Unter den gegebenen Redox- und pH-Bedingungen im Sediment des Groß-Glienicker Sees wird offenbar das zugegebene Eisen nur langsam oder gar nicht reduziert. Aus den Vertikalprofilen im Sediment des Groß-Glienicker Sees lassen sich gegenüber den Hintergrundwerten zusätzliche Akkumulationen von 522 g Fe m⁻² und 18,3 g P m⁻² bis zu einer Tiefe von 12 cm berechnen. Während bei Eisen eine relativ gute Übereinstimmung mit der zugegebenen Eisenmenge von 500 g Fe m⁻² zu verzeichnen ist, kann sich die Anreicherung von Phosphor nicht nur aus der unmittelbar gefällten P-Menge aus

dem Wasserkörper erklären. Durch die Nachlieferung von Phosphor aus Sedimentationsprozessen oder aus den tieferen Sedimentschichten wurde in der eisenreichen Schicht auch in den Jahren nach der Maßnahme weiterer Phosphor gebunden.

Im dritten Fallbeispiel wird die Verteilung von Eisen, Phosphor und den P-Bindungsformen im Sediment des belüfteten **Sempacher Sees** gezeigt. Die Sauerstoffverfügbarkeit im Hypolimnion bewirkt, dass ein Teil des rückgelösten Phosphors mit Eisen wieder ausgefällt wird. Dadurch dominiert die P-Bindung an Eisen an der Sedimentoberfläche. Wird diese Schicht mit neuen Sedimentschichten überlagert, gelangt das Material in streng anaerobe Bereiche, so dass der eisengebundene Phosphor (BD-TP) abgegeben wird. Dabei wird ein Großteil des Eisens als Sulfid festgelegt. Trotz der Belüftung im Hypolimnion kommt es nicht zur Anreicherung von Eisen an der Sedimentoberfläche. In sulfatarmen Gewässern wäre das eher zu erwarten, da dann ein größerer Teil des reduzierten Eisens im Porenwasser als

gelöstes Fe^{2+} vorliegt und bis zur Grenze anaerob/aerob diffundieren kann. Mit Beginn der Belüftung erhöht sich einmalig die temporäre Festlegung von Phosphor. Im Falle des Sempacher Sees führte die Belüftung nicht zu einer Verminderung der P-Rücklösung (Gächter, Wehrli 1998, Gächter, Müller 2003).

DISKUSSION

Prinzipiell kann der P-Haushalt eines Sees auf zwei verschiedenen Wegen durch Steuerung der Retention im Sediment günstig beeinflusst werden. Eine Strategie zielt auf die Verminderung des mobilisierbaren Phosphors im Sediment, indem intensivierete Freisetzungprozesse (z.B. bei einer Tiefenwasserentnahme) oder die mechanische Entnahme der oberen Sedimentschichten den P-Export aus dem See erhöhen. Bei den hier vorgestellten Fallbeispielen zielten die Verfahren dagegen auf eine erhöhte P-Festlegung im Sediment durch die Zugabe von P-bindenden Substanzen, Transportlimitation oder durch Erhöhung des Redoxpotenzials. Im Arendsee bestand das Ziel der Seekreideaufspülung darin, die Sedimente mit einer Decklage abzuschließen, um damit eine Transportbarriere für Phosphat zu schaffen. Eine physikalische Barriere kann dann entstehen, wenn die starke Abnahme der Porosität den diffusiven Transport zwischen Sediment und Wasser vermindert. Eine Erhöhung des P-Rückhaltes im Sediment tritt aber nur dann ein, wenn der durch die Transportlimitation ausgelöste P-Konzentrationsanstieg im Porenwasser zur P-Fällung (z.B. Vivianitbildung) oder zur sorptiven P-Aufnahme im abgedeckten Sediment oder der Decklage führt. Andernfalls steigt die SRP-Konzentration und damit der Gradient zwischen Sediment und Wasser so weit an, dass sich wieder ein Gleichgewicht zwischen Bildung und Abtransport von gelöstem Phosphor einstellt. Die P-Rücklösung wird so nicht vermindert, sondern nur kurzzeitig verzögert. Die durch benthische Organismen bedingte Vermischung (Bioturbation) und starke Resuspension können als Störgrößen einer rein physikalischen Abdeckung wirken. Selbst bei einer wirksamen physikalischen Barriere würde die Überlagerung mit neuen Sedimenten wie im Arendsee die Wirksamkeit der Abdeckung in relativ kurzer Zeit vermindern. Aussichtsreich scheint daher gegenwärtig nur der Einsatz von Materialien, die nicht nur günstige physikalische Eigenschaften besitzen, sondern vor allem auch als aktive Barriersysteme (ABS) Phosphor festlegen können (z.B. Hart *et al.* 2003).

Das Einbringen von Fällmitteln bewirkt eine verstärkte Verfrachtung von Phosphor aus dem Wasserkörper in das Sediment. Außerdem kann eine Fällschicht als aktive Barriere für den aus den darunter liegenden Schichten mobilisierten Phosphor wirken. Als Fällmittel für Phosphor sind bisher verschiedene Fe-, Al- und Ca-Salze einzeln oder auch in Kombinationen zum Einsatz gekommen. Die Wirksamkeit einer P-Fällung ist von der Beständigkeit der gebildeten P-Verbindungen in den Sedimenten unter den gegebenen Milieubedingungen abhängig. Wegen der streng reduktiven Bedingungen im Sediment eutropher Seen kann die Wirksamkeit von Fe-Salzen stark herabgesetzt sein. Im Falle des Groß-Glienicker Sees zeigte sich allerdings, dass die Wirksamkeit des Eisens erhalten blieb. Die geringe Produktivität

im Gewässer und die Eisenzugabe haben die geochemischen Bedingungen im Sediment so beeinflusst, dass eine P-Bindung an Eisen auch unter anaeroben Bedingungen möglich ist. Bezogen auf die Fällmittelmenge und unter Berücksichtigung des anoxischen Milieus in den Sedimenten ist bei P-Fällungen mit Al-Verbindungen die höchste Effektivität und Anwendungssicherheit zu erwarten (Burley *et al.* 2001). In einer vergleichenden Studie von Rydin *et al.* (2000) an sechs Seen im Bundesstaat Washington (USA) wurde nachgewiesen, dass der Phosphor an Aluminium stabil gebunden bleibt und die Anreicherung sich meist in einem diskreten Horizont nachweisen ließ, der dem Zeitpunkt der Maßnahme zugeordnet werden konnte.

Auch wenn die P-Bindungsfähigkeit des Fällmittels im Sediment noch nicht erschöpft ist, wird die Wirksamkeit des Fällmittels allerdings abnehmen, wenn es zur Überschichtung mit neuem Sediment kommt, das einen hohen Anteil an mobilisierbarem Phosphor enthält (Lewandowski *et al.* 2002). Wird das Fällmittel durch Bioturbation mit dem frisch sedimentierten Material vermischt, so könnte die Wirkung des Abdeckmaterials länger anhalten.

Die Belüftung von Seen hat in der Vergangenheit nicht die erhoffte Wirkung auf den Phosphorhaushalt gehabt (Wehrli, Wüest 1996). Es ist nachgewiesen, dass in Sedimenten mit einem hohen reduktiven Potenzial auch bei ausreichender Sauerstoffversorgung des überstehenden Wassers der Sauerstoff nur wenige Zentimeter in das Sediment eindringen kann. Sedimente sind daher anaerobe Lebensräume auch bei guter Sauerstoffversorgung im Tiefenwasser. Gächter, Müller (2003) zeigen, dass die P-Retention vom anaeroben P-Bindepotential tieferer Sedimentschichten abhängt. So wird der zunächst in der oxidierten Schicht gebundene Phosphor in den tieferen Schichten wieder abgegeben. Die vertikale Verteilung des Phosphors und seiner Bindungsformen (vgl. Abb. 4) bestätigt diese Erklärung für die geringe Wirksamkeit der Belüftung für die P-Retention. Die Belüftung kann zwar die P-Bindungskapazität der obersten Sedimentschicht erhöhen, die langfristige P-Festlegung in den anaeroben Schichten blieb aber unverändert. Die P-Nettosedimentationsrate verändert sich somit nur einmalig unmittelbar nach Beginn der Belüftung. Diese einmalig zusätzliche P-Bindung ist aber meist zu gering, um einen nachhaltigen Effekt auf den P-Haushalt eines Gewässers zu erzielen. Wie die Wiederbesiedlung belüfteter Seen mit Makrozoobenthos (Wehrli, Wüest 1996) auf den P-Rückhalt wirkt, kann noch nicht beurteilt werden. Ambühl (1994) fand, dass in belüfteten Seen in der Schweiz die Hell-Dunkel-Warven der oberen Sedimentschichten seit Beginn der technischen Maßnahmen zunehmend gestört sind.

SCHLUSSFOLGERUNGEN

Sedimentkerne aus Seen eignen sich nicht nur zur Rekonstruktion der Klima- und Umweltentwicklung, sondern bilden in ihrer Stratigraphie auch technische Maßnahmen als Ereignisse ab. Diese im Sediment enthaltenen Informationen können dabei so ausgewertet werden, dass sie im nachhinein Auskunft über die Wirksamkeit eines technischen Verfahrens und die daran beteiligten Mechanismen geben. Sie helfen damit die Ursachen für Fehlschläge von seeinternen

Maßnahmen aufzuspüren. Der Blick in die Vergangenheit kann außerdem den Vorteil haben, dass das Verhalten von Phosphor unter dem Einfluss einer Maßnahme über einen längeren Zeitraum unter den realen Umweltbedingungen erfasst wird. Mit experimentellen Untersuchungen im Labor oder in Enclosure-Experimenten ist das Langzeitverhalten von Phosphor im Sediment meist nicht zu beurteilen.

Auch vor der Durchführung von seeinternen Maßnahmen sind feinaufgelöste Sedimentuntersuchungen ein wichtiges Instrument, um die Erfolgsaussichten einer bestimmten Maßnahme abzuschätzen. Die Bestimmung des TP-Gehaltes einer mehrere cm dicken Schicht ist dafür ungeeignet, weil in der obersten Schicht ausgeprägte Gradienten auftreten und eine Bezugsgröße für den ermittelten TP-Gehalt fehlt. Als seespezifischer Referenzwert könnte der TP-Gehalt verwendet werden, der sich in einigen cm Tiefe nach Beendigung frühdiagenetischer Prozesse einstellt. Wie am Beispiel des Arendsees gezeigt wird, kann die P-Rücklösung relativ hoch sein – der Vorrat an mobilisierbaren Phosphor ist aber gering. Daher müssen Poolgrößen und Fluxgrößen getrennt ermittelt und in ihrem Zusammenhang betrachtet werden.

Aus den hier vorgestellten Untersuchungen ist ersichtlich, dass die richtige Interpretation der aus der Sedimentstratigraphie stammenden Informationen für die Beurteilung und Planung von seeinternen Therapieverfahren ein wichtiges Handwerkszeug ist, das weiter verfeinert werden muss.

Danksagung

Christiane Herzog ist für die Durchführung von Laboranalysen zu danken. Hanns-Christian Treutler hat freundlicherweise die Cs-Datierung durchgeführt. An der Entnahme von Sedimentkernen haben Jörg Lewandowski, Toni Mares, Katharina Zinnow, Mareike Schadach, Lisheng Li und Michael Herzog in dankenswerter Weise mitgewirkt. Für die inhaltliche Diskussion zu dieser Thematik wird vor allem Burkhard Scharf, René Gächter, Jörg Lewandowski, Inke Schauer und Christian Steinberg gedankt. Die Untersuchungen wurden vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (FKZ 02 WT 9822/4) finanziell gefördert.

LITERATUR

- Ambühl H. 1994. Die Feinstruktur jüngster Sedimente von Seen verschiedenen Trophiegrades und von Seen in technischer Sanierung. *Limnologische Berichte Donau* Bd II. 101–128.
- Annadotter H., Cronberg G., Aagren R. Lundstedt B., Nilsson P.-A. Ströbeck S. 1999. Multiple techniques for lake restoration. *Hydrobiologia* 395/396, 77–85.
- Battarbee R.W. 1999. The importance of palaeolimnology to lake restoration. *Hydrobiologia* 395/396, 149–159.
- Burley K.L., Prepas E.E., Chambers P.A. 2001. Phosphorus release from sediments in hardwater eutrophic lakes: the effects of redox-sensitive and -insensitive chemical treatments. *Freshwater Biology* 46, 1061–1074.
- Dillon P.J., Evans H.E. 1993. A comparison of phosphorus retention in lakes determined from mass balance and sediment core calculations. *Water Research* 27, 659–668.
- Findlay D.L., Kling H.J., Röncke H., Findlay W.J. 1998. A paleolimnological study of eutrophied Lake Arendsee (Germany). *Journal of Paleolimnology* 19, 41–54.
- Gächter R., Wehrli B. 1998. Ten years of artificial mixing and oxygenation: no effect on the internal phosphorus loading of two eutrophic lakes. *Environmental Science and Technology* 32, 3659–3665.
- Gächter R., Müller B. 2003. Why the phosphorus retention of lakes does not necessarily depend on the oxygen supply to their sediment surface. *Limnology and Oceanography* 48, 929–933.
- Hart B., Roberts S., James R., Taylor J., Donnert D., Furrer R. 2003. Use of active barriers to reduce eutrophication problems in urban lakes. *Water Science and Technology* 47, 157–163.
- Hupfer M., Gächter R., Giovanoli R. 1995. Transformation of phosphorus species in settling seston and during early sediment diagenesis. *Aquatic Science* 57, 305–324.
- Hupfer M., Pöthig R., Brüggemann R., Geller W. 2000. Mechanical resuspension of autochthonous calcite (Seekreide) failed to control internal phosphorus cycle in an eutrophic lake. *Water Research* 34, 859–867.
- Hupfer M., Zippel B. 1998. Steuerung der Phosphat-Retention durch seeinterne Maßnahmen – Erfahrungen und konzeptionelle Ansätze. In *Entwicklung von Gewässertechnologien zur Sanierung von Talsperren und Seen*, 25–54, BMBF, Karlsruhe.
- Lewandowski J. 2002. Untersuchungen zum Einfluss seeinterner Verfahren auf die Phosphor-Diagenese in Sedimenten. *Dissertation, Humboldt-Universität zu Berlin*. 144 S.
- Lewandowski J., Schauer I., Hupfer M. 2002. Die Bedeutung von Sedimentuntersuchungen für die Seentherapie: Fallbeispiel Auensee in Leipzig. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 46, 2–13.
- Lewandowski J., Schauer I., Hupfer M. 2003. Long term effects of phosphorus precipitation with aluminium in Lake Süßer See (Germany). *Water Research* 37, 3194–3204.
- Müller G. 1997. Nur noch geringer Eintrag anthropogener Schwermetalle in den Bodensee – neue Daten zur Entwicklung der Belastung der Sedimente. *Naturwissenschaften* 84, 37–38.
- Psenner R., Pucsko R., Sager M. 1984. Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorverbindungen von Sedimenten- Versuch einer Definition ökologisch wichtiger Fraktionen. *Archiv für Hydrobiologie/Supplement* 70, 111–155.
- Roden E.E., Edmonds J.W. 1997. Phosphate mobilisation in iron-rich anaerobic sediments: Microbial Fe(III)oxide reduction versus iron-sulfide formation. *Archiv für Hydrobiologie* 139, 347–378.
- Röncke H. 1986. Betrag zur Fixation des molekularen Stickstoffs durch planktische Cyanophyceen in einem dimiktischen, schwach durchflossenen Standgewässer. *Dissertation, Humboldt-Universität zu Berlin*. 129 S.
- Röncke H., Beyer M., Elsner W. 1998: Seekreideaufspülung am Arendsee- ein neues Restaurierungsverfahren für überdüngte Hartwasserseen. *Gaia* 7, 117–126.
- Rydin E., Huser B., Welch E. B. 2000. Amount of phosphorus inactivated by alum treatments in Washington lakes. *Limnology and Oceanography* 45, 226–230.
- Sas H. 1989. *Lake restoration by reduction of nutrient loading: Expectations, experiences, extrapolation*. Academia Verlag, St. Augustin, 497 S.
- Scharf B.W. 1998. Eutrophication history of Lake Arendsee (Germany). *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 140, 85–96.
- Scharf B.W., Wedel W., Jüttner I. 1995. Fossil (Holocene) and living Ostracoda and Cladocera (Crustacea) from Lake Arendsee, Germany. In Riha J. (ed.), *Ostracoda and Biostratigraphy*. Balkema, Rotterdam. 321–332.
- Schauer I., Lewandowski J., Hupfer M. 2003. Decision support for the selection of an appropriate in-lake measure to influence the phosphorus retention in sediments. *Water Research* 37, 801–812.

- Schönfelder I. 1997. Eine Phosphor-Diatomeen-Relation für alkalische Seen und Flüsse Brandenburgs und ihre Anwendung für die paläolimnologische Analyse von Auensedimenten der unteren Havel. *Dissertationes Botanicae* 283, 148 S.
- Smol J.P. 1992. Paleolimnology: an important tool for effective ecosystem management. *Journal of Aquatic Ecosystem Health* 1, 49–58.
- Srndergaard M., Jensen J.P., Jeppesen E. 2001. Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes. *The ScientificWorld* 1, 427–442.
- Steinberg C.E.W. 1991. Fate of organic matter during natural and anthropogenic lake acidification. *Water Research* 25, 1453–1458.
- Steinberg C.E.W. 2003. Die bottom up-Steuerung der Seeneutrophierung: Waldemar Ohle legt frühzeitig die Mechanismen der Seeneutrophierung in VOM WASSER nieder. *Vom Wasser* 101, 91–102.
- Wehrli B., Wüest A. 1996. *Zehn Jahre Seenbelüftung: Erfahrungen und Optionen*. EAWAG, Dübendorf-Zürich (Schweiz), 128 S.
- Wolter K.-D., Ripl W. 1999. Successful restoration of Lake Groß-Glienicker See (Berlin, Brandenburg) with combined iron treatment and hypolimnetic aeration. Book of Abstracts, 8th International Conference on the conservation and management of Lakes, Denmark, Volume 1, S5B–3.