
Jacqueline Rücker / Brigitte Nixdorf (Hrsg.)

Gewässerreport Nr. 8

UWV

BTU Cottbus, Fakultät Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik
Eigenverlag

Zitiervorschlag:

Rücker, J. / Nixdorf, B. (Hrsg.), 2004, Gewässerreport Nr. 8, BTUC-AR 3/2004, ISSN 1434-6834.

Herausgeber:

Dr. rer. nat. Jacqueline Rücker
Wissenschaftliche Assistentin am Lehrstuhl Gewässerschutz
Prof. Dr. rer. nat. habil. Brigitte Nixdorf
Inhaberin des Lehrstuhls Gewässerschutz
Anschrift: Lehrstuhl Gewässerschutz Fakultät 4 – Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik Brandenburgische Technische Universität Cottbus Forschungsstelle Bad Saarow Seestraße 45 15526 Bad Saarow Tel.: +049(033631) 8943 Fax:: +049(033631) 5200 URL: www.tu-cottbus.de/BTU/Fak4/Gewschu/ e-mail: b.mueller@limno-tu-cottbus.de

Die Aktuelle Reihe wird von der Fakultät Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus im Eigenverlag herausgegeben.

ISSN 1434-6834

Geschäftsführender Herausgeber:

Prof. Dr. Lothar Knopp / Lehrstuhl für Staatsrecht, Verwaltungsrecht und Umweltrecht

Inhaltsverzeichnis

1	Vorwort /Einleitung.....	5
	<i>Brigitte Nixdorf & Jacqueline Rücker</i>	
2	10 Jahre Gewässeruntersuchung im Scharmützelseegebiet - Trophie- und Phytoplanktonentwicklung 1994-2003.....	7
	<i>Jacqueline Rücker</i>	
3	Phosphorbilanz des Scharmützelsees 1996 bis 2000: Quelle oder Senke?	25
	<i>Ronny Hämmerling & Brigitte Nixdorf</i>	
4	Nährstoff- und Sauerstoffdynamik in ausgewählten Gewässern der Scharmützelseeregion im Winter 2002/03 unter Eis	35
	<i>Jacqueline Rücker, Gudrun Lippert, Ingo Henschke & Brigitte Nixdorf</i>	
5	Monitoring der Eisbedeckung im Scharmützelseegebiet und Bestimmung ihres Einflusses auf das Unterwasserlichtdargebot	43
	<i>Jacqueline Rücker & Ingo Henschke</i>	
6	Unterwasser-Lichtklima und Sauerstoffhaushalt unter Eis im Winter 2002/2003 in eutrophen Seen des Scharmützelseegebietes.....	53
	<i>Brigitte Nixdorf & Jacqueline Rücker</i>	
7	Die Burgunderblutalge <i>Planktothrix rubescens</i> in Schleswig-Holstein - Erste Untersuchungen an drei ausgewählten Seen.....	61
	<i>Wolfgang Arp & Bernd Koppelmeyer</i>	
8	Vorkommen, Besonderheiten und ökologische Bedeutung fädiger Grünalgen (Chlorophyta, Zygnemataceae) in sauren Seen	81
	<i>Andreas Kleeberg</i>	
9	Holzeintrag in einen degradierten Sandbach - Auswirkungen auf Morphologie, Hydraulik und Partikelretention	101
	<i>Michael Mutz</i>	
10	Organische Substanz und ihre partikulären und adsorbierten Anteile im Feinsediment eines bergbaubeeinflussten Fließgewässers	109
	<i>Claudia Bethwell</i>	
11	Methodenvergleich zur Sulfidbestimmung in Gewässern sowie Untersuchungen zur Haltbarkeit konservierter Proben und Matrixeinflüssen.....	119
	<i>Gudrun Lippert, Hans-Jürgen Heckemann & Barbara Stadler</i>	
12	Erfahrungen und Ergebnisse zur Bestimmung von Gesamtphosphor mit Festphasenanreicherung im Bereich von 10 bis 200 µg l ⁻¹ in Gewässern mit der FIA-LAB II (MLE GmbH Radebeul).....	133
	<i>Gudrun Lippert, Ilko Herold, Hans-Jürgen Heckemann & Barbara Stadler</i>	
13	Datenbank stehender Gewässer in Deutschland Beschreibung und deren Anwendungen.....	145
	<i>Mike Hemm & Klaus D. Jöhnk</i>	

Vorwort /Einleitung

Der 8. Gewässerreport des Lehrstuhles für Gewässerschutz beinhaltet verschiedene Bereiche der Limnologie :

Zunächst wird eine Übersicht über die trophische Entwicklung in den Standgewässern der Scharmütelseeregion gegeben (Rücker). Dabei zeichnet sich erstmals fast 15 Jahre nach der drastischen Reduzierung der externen Nährstoffeinträge eine zwar zögerliche, aber z.T. deutliche Reaktion einiger Seen in Richtung Trophieminderung ab. Welche Änderungen sich dabei im Nährstoffbelastungsregime des Scharmütelsees ergeben haben, ist Gegenstand des Artikels von Hämmerling & Nixdorf.

Ein ganzer Themenkomplex ist dem Stoffhaushalt und der Planktonentwicklung im Winter und besonders unter Eis gewidmet. Hier interessierte uns besonders die Frage, wann und wie sich Eisschichten auf unseren Seen ausbilden, wie man die Lichtbedingungen unter Eis hinreichend genau ermitteln kann (Rücker & Henschke) und welche Konsequenzen diese Perioden für die Phytoplanktonentwicklung und Primärproduktion (Nixdorf & Rücker) sowie für die Nährstoffdynamik und damit für die Planktonsukzession haben (Rücker et al.). Diese Fragen sind im Rahmen der Diskussion um die ökologischen Auswirkungen eines Klimawandels von hoher Aktualität.

Des weiteren werden in diesem Heft zwei Sonderlinge unter den Autotrophen thematisiert: Die Gastautoren Arp & Koppelmeyer beschreiben die Ursachen für das Auftreten der Burgunderblutalge *Planktothrix rubescens* in drei Seen Schleswig-Holsteins, während Andreas Kleeberg sich mit dem Vorkommen und der ökologischen Bedeutung fädiger Grünalgen (Zygnemataceae) in sauren Tagebauseen auseinandersetzt.

Die Beiträge zur Fließgewässerforschung von Michael Mutz bzw. Claudia Bethwell beschreiben die Auswirkungen des Holzeintrages auf die Hydraulik und Partikelretention eines degradierten Sandbaches bzw. den Chemismus der organischen Substanz in bergbau-beeinflussten Fließgewässern.

Durch die weitgehend experimentelle Ausrichtung unserer Arbeiten, haben chemische Analysen einen besonderen Stellenwert. Wie man in unseren Seen am besten das Sulfid bestimmen und den Gesamtphosphor effizienter messen kann, ist Gegenstand der Beiträge von Lippert et al..

Die vielen Messdaten wollen verwaltet werden. Wie das in unserer Datenbank erfolgt, welche Daten sich dort noch finden und was man mit diesen Daten anfangen kann, beschreiben Hemm & Jöhnk im letzten Artikel dieses Heftes.

Wie immer wünschen wir uns, mit dieser Vielfalt an Themen auf ein breites Interesse unserer Fachkollegen zu stoßen. Wir bedanken uns ganz herzlich bei allen Mitarbeitern des Lehrstuhles, die an der Erstellung dieses Heftes beteiligt waren und bei unserer Fakultät für die finanzielle Unterstützung des Druckes. Ganz besonderer Dank gilt Frau Beate Müller für ihre tatkräftige Unterstützung beim Editieren des Reportes!

Brigitte Nixdorf und Jacqueline Rücker, im November 2004

10 Jahre Gewässeruntersuchung im Scharmützelseegebiet - Trophie- und Phytoplanktonentwicklung 1994 bis 2003

Jacqueline Rücker

Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Forschungsstelle
Bad Saarow, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow, e-mail: j.ruecker@t-online.de

Key words: Gesamtphosphor, Chlorophyll a, Trophie-Index, Trophierückgang, Cyanobakterien

Abstract

Long-term measurements of water quality in 12 lakes in the region of lake Scharmützelsee (East Brandenburg, Germany) showed first trends of a lakes response on reduced external nutrient inputs. Although the external loads have been reduced by 90 % since 1990, positive trophic responses in dimictic lakes were recorded 10 years later with an improvement of trophic indices acc. to LAWA (1999). There are high interannual variations in the water quality development indicating the instability of this transition phase. The reason for the delayed reactions is mainly found in the unchanged high rate of internal phosphorous release from the sediments of the dimictic lakes. The dimictic lakes Scharmützelsee, Großer Glubigsee and Storkower See showed a reduction in total phosphorus concentrations and phytoplankton biomass. The phytoplankton composition changed, i.e. the portion of cyanobacteria declined dramatically. Whereas these lakes lie in-between the threshold for phytoplankton response on restoration ($40 - 50 \mu\text{g l}^{-1}$, Chorus, 1995), in lake Wolziger See phytoplankton composition changed from cyanobacteria to dinoflagellates already at a TP-level of $90 \mu\text{g l}^{-1}$ since 1998. But this change was not stable. Since 2001, an increase in TP and biomass could be observed. Cyanobacteria reappeared and dominated the phytoplankton in 2003. Polymictic lakes are more resistant to reduced external nutrient loads and responded in different ways: Persistence in a polytrophic state (lake Melangsee) or tendency of TP-reduction with a decline of phytoplankton biomass (lakes Langer See and Petersdorfer See). Lake Springsee is the only dimictic lake which does not show a clear tendency of TP-reduction until now. The reasons could be a high P-import from lake Melangsee and internal P-release from the sediment.

Einleitung

Seit nunmehr 10 Jahren untersucht der Lehrstuhl Gewässerschutz der Brandenburgischen Technischen Universität von seiner Forschungsstelle mit Sitz in Bad Saarow aus die Wasserqualität von Seen in der Scharmützelseeregion. Diese Untersuchungen erfolgen vor dem Hintergrund der seit Beginn der 90er Jahre stark zurückgegangenen externen Belastung (Hämmerling & Nixdorf, dieses Heft). Nach den ersten Bestandsaufnahmen von Nixdorf et al. (1995) und Nixdorf & Kleeberg (1996) folgte 1997 die Trophie-Einstufung der untersuchten Gewässer durch Deneke (1997). Er stellte fest, dass von 1994 bis 1997 die Trophie auf unverändert hohem Niveau blieb oder eher eine steigende Tendenz aufwies (z.B. Scharmützelsee). Die einzige Ausnahme bildete der Lebbiner See, der nach einem Fischsterben unter Eis im Winter 1995/96 und folgender Zooplanktondominanz kurzzeitig eine Verbesserung zeigte (Deneke et al., 1998). Nach 1997 konnten Deneke et al. (2001) bzw. Rücker et al. (2003) dann erste Anzeichen der Trophieverminderung in einigen geschichteten

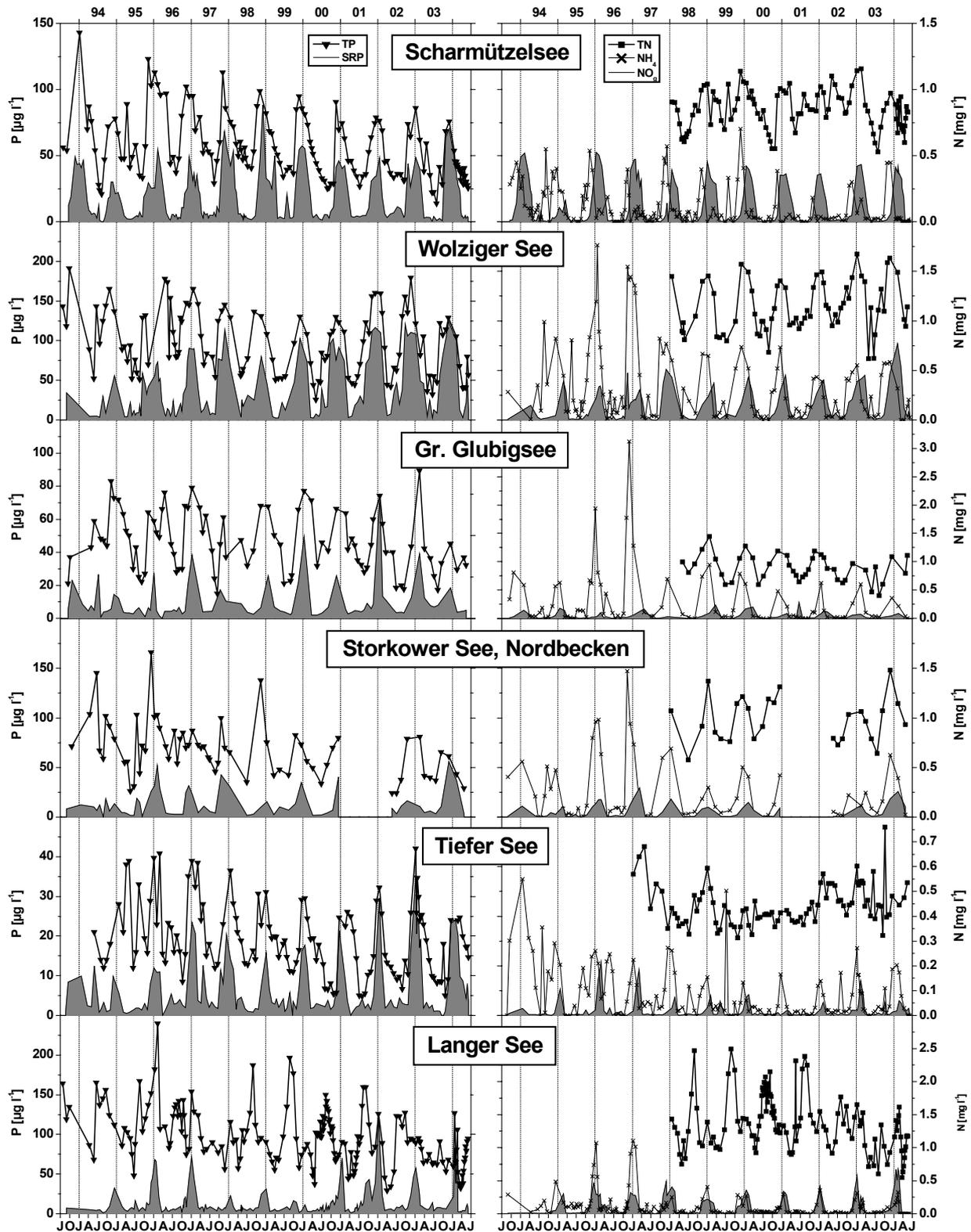


Abbildung 1: Jahresgänge der Konzentrationen von gelöstem (SRP) und gesamten Phosphor (TP), Summe von Nitrat und Nitrit (NO_x), Ammonium (NH_4) und Gesamtstickstoff (TN) in ausgewählten Gewässern des Scharmützelseegebietes von Juli 1993 bis Juni 2004.

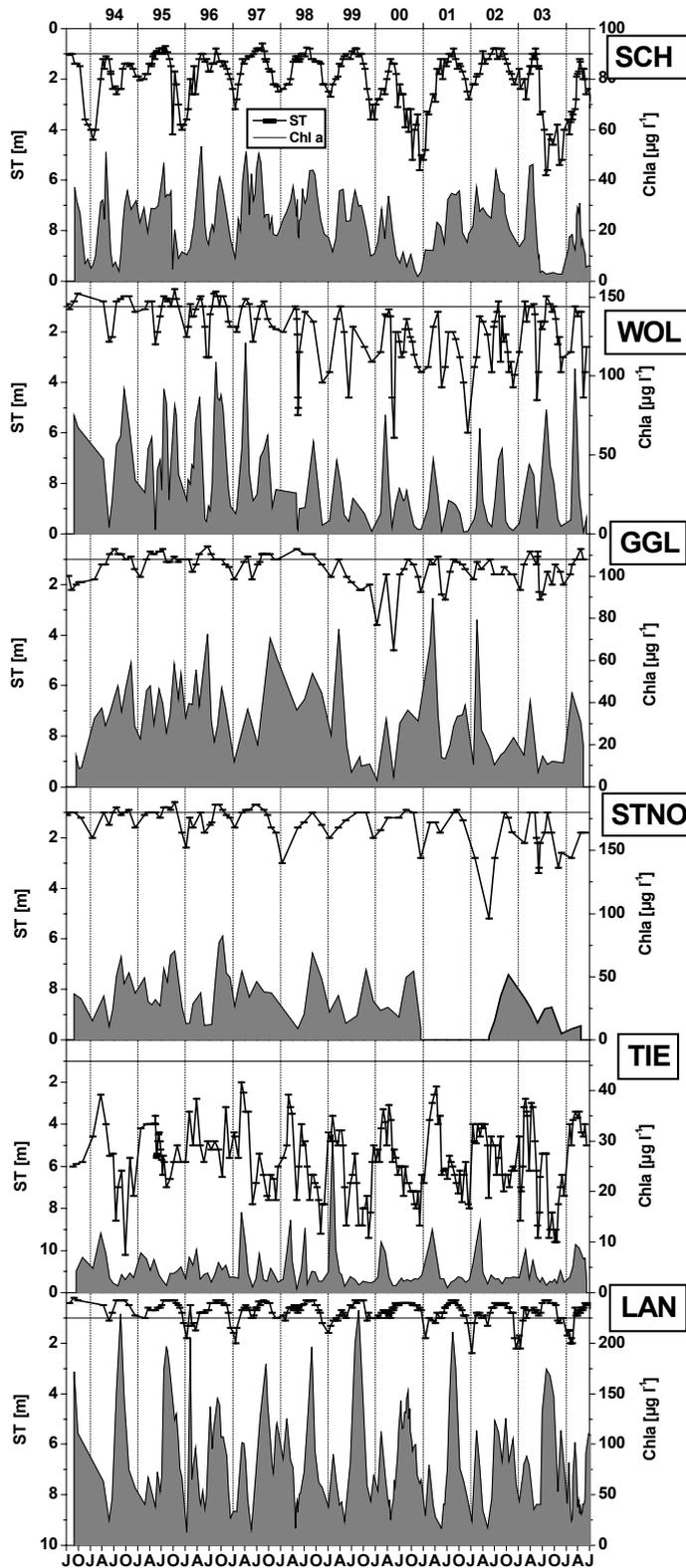


Abbildung 2: Jahresgänge der Chlorophyll a-Konzentration (Chl a) und der Sichttiefe (ST) in ausgewählten Gewässern von Juli 1993 bis Juni 2004. Die Linie bei 1 m ST gibt den Richtwert für Badegewässer an. Abkürzungen der Namen in Tab. 1.

Seen (Wolziger See, Großer Glubigsee, Scharmützelsee nur 2000) feststellen. Die Flachseen verharrten bis 2001 jedoch nach wie vor auf hohem trophischen Niveau. Die Phytoplanktonentwicklung im gleichen Zeitraum wurde von Nixdorf et al. (1995), Zippel (1996), Zippel & Nixdorf (1997), Rücker et al. (1997), Mischke & Rücker (2001), Wiedner et al. (2002), Nixdorf et al. (2003), Mischke (2003) sowie Mischke & Nixdorf (2003) veröffentlicht. Anliegen dieses Beitrages ist es nun, die aktuelle Entwicklung der Gewässer in den ersten vier Jahren des neuen Jahrtausends zu dokumentieren.

Untersuchungsgebiet

Die untersuchten Seen liegen südöstlich von Berlin im Brandenburgischen Heide- und Seengebiet und sind zum Teil Bestandteil des Naturparks „Dahme-Heideseen“. Die Seen (außer Peterdorfer See) sind durch Fließe und Kanäle miteinander verbunden und entwässern in die Dahme. Ausführliche Beschreibungen des Untersuchungsgebietes sowie der Morphometrie und Topographie der Seen sind u.a. in Nixdorf et al. (1995) und Deneke (1996) zu finden. Tabelle 1 enthält einige Angaben zur Morphometrie und Mixis sowie zur Trophie.

Material und Methoden

Die Seen werden in 14tägigem bis 2monatlichen Abstand beprobt. Dabei werden die Abstände der Probenahmen an die Bedeutung des einzelnen Sees für die aktuellen Fragestellungen am Lehrstuhl und die Laborkapazitäten angepasst. In der Regel werden Seen der Kategorie A (Scharmützelsee, Tiefer

See, Langer See, Wolziger See, Melangsee) 14tägig angefahren, um die Sichttiefe zu bestimmen und Sondenmessungen durchzuführen (HYDROLAB H20: Temperatur, O₂, pH, Leitfähigkeit, Redoxpotential, Trübung; HAARDT-Sonde: Chl a-Fluoreszenz). Einmal im Monat werden volumengewichtete Mischproben aus dem Epilimnion bzw. bei Vollzirkulation aus der ganzen Wassersäule entnommen und die Konzentrationen von Gesamtphosphor (TP) und –stickstoff (TN) sowie gelösten Nährstoffen (SRP, NO_{gesamt} (entspricht der Summe aus NO₃-N und NO₂-N), NH₄-N, SRSi) und Chlorophyll a (Chl a) bestimmt sowie quantitative Phytoplanktonanalysen nach der Methode von Utermöhl (1958) durchgeführt. Die Biovolumina (mm³ l⁻¹) wurden 1:1 in Frischgewicht (mg l⁻¹) umgerechnet. Die chemischen Analysen erfolgen nach Standardmethoden (DEV (1976 - 2004)). Ausführliche Beschreibungen zur Probenaufbereitung und einzelnen analytischen Verfahren können bei Nixdorf et al. (1995), Lippert (1999), Wauer et al. (2003) sowie Lippert (dieses Heft) nachgelesen werden. HPLC-Pigmentanalysen zur Bestimmung des Anteils einzelner Algenklassen am gesamten Chlorophyll a wurden nach Rücker (2000) durchgeführt. An Seen der Kategorie B (Großer Glubigsee, Springsee, Storkower See, Lebbiner See und Kleiner Glubigsee bis 2000) werden monatlich Sonden- und Sichttiefemessungen durchgeführt, chemische und biologische Analysen erfolgen zweimonatlich. Seen der Kategorie C wie der Petersdorfer See werden mindestens 4mal im Jahr (gemäß LAWA 1999) beprobt. Am Lebbiner See und Kleinen Glubigsee wurden von 2001 - 2003 bzw. am Storkower See 2001 nur Sonden- und Sichttiefemessungen durchgeführt. Seen, die seit 1994 verschiedenen Kategorien zugeordnet, also mit unterschiedlicher Intensität beprobt wurden, sind z.B. der Melangsee, Wolziger See, Petersdorfer See, Storkower See, Lebbiner See und der Kleine Glubigsee. Die Bestimmung der Trophie-Indizes erfolgte nach LAWA (1999). Die Berechnungen der Trophie-Indizes sowie von Jahres- und Saisonmittelwerten erfolgte stets auf Grundlage von Monatsmittelwerten. Vegetationsmittel wurden für die Monate April bis Oktober, Wintermittel für Dezember bis Februar berechnet.

Ergebnisse

Trophische Entwicklung in den Seen der Scharmützelseeeregion von 1994 bis 2003

In Anlehnung an Deneke et al. 2001, die zwei Phasen der Trophieänderung festgestellt hatten, wurde in Tabelle 1 eine dritte Phase, nämlich 2001-2003, hinzugefügt. Dadurch wird der Trend der Entwicklung deutlich erkennbar. In den geschichteten Seen Tiefer See, Großer Glubigsee und Scharmützelsee, aber auch in den Flachseen Langer See und Petersdorfer See sowie in beiden Becken des Storkower Sees (STNO, STSU) zeigt sich eine deutliche Abnahme der mittleren TP-Konzentrationen. Vergleicht man die Phase 1994 – 1997 mit 2001 – 2003, war mit 38 % der stärkste Rückgang im Nordbecken des Storkower Sees zu verzeichnen. Im Scharmützelsee betrug er 27 %, im Langen See 26 %, im Tiefen See 24 %, im Großen Glubigsee und im Südbecken des Storkower Sees jeweils 18 % und im Petersdorfer See 16 %. Das wirkt sich im Scharmützelsee, im Nordbecken des Storkower Sees, im Großen Glubigsee und im Langen See auf die Höhe der Phytoplanktonbiomasse, gemessen als abnehmende Chl a-Konzentrationen und zunehmende Sichttiefen, aus. Für die fünf oben genannten Seen, in denen sich der stärkste Trend zur Trophieminderung andeutet sowie den Wolziger See, in dem sich der Trend seit 2002 wieder umgekehrt hat, sind in Abbildung 1 und 2 die Jahressgänge von TP und SRP, NO_g, NH₄, TN sowie Chl a und Sichttiefe dargestellt.

In Tabelle 2 werden die langjährigen Vegetations- und Wintermittel aller untersuchten Seen gegenübergestellt. Dabei wurde der Mittelwert aus den Saisonmittelwerten aller

Untersuchungsjahre (Dezember 1993 bis Februar 2004) gebildet. War eine zu- oder abnehmende Tendenz in den Mittelwerten der einzelnen Jahre ab 1997 zu erkennen, wurde die Zelle in Tabelle 2 mit einem „+“ oder „-“ markiert. Es fällt auf, dass im Unterschied zu Deneke et al. (2001) bei wesentlich mehr Seen ein Trend zur Trophieminderung festgestellt werden konnte. In allen geschichteten Seen, außer dem Springsee, sind die TP-Konzentrationen während der Vegetationsperiode zurückgegangen. Erstmals kann auch in zwei Flachseen (Storkower See, Südbecken und Langer See) ein langfristiger Rückgang der TP-Konzentrationen festgestellt werden. Auf die verminderten Phosphorkonzentrationen reagieren die meisten Seen jedoch verzögert mit einem Rückgang der Biomasse bzw. der Chl a-Konzentration oder einer Erhöhung der Sichttiefe (vgl. Abb. 1 und 2 sowie Tab. 1 und 2). Weiterhin ist der Rückgang der Ammoniumkonzentrationen auffällig. Dieser Trend wurde bereits von Deneke et al. (2001) festgestellt. Er war in den meisten Seen bis 2001 eindeutig zu erkennen. In den letzten beiden Jahren sind in einigen Seen jedoch wieder ansteigende Konzentrationen gemessen worden.

Der Trophie-Index nach LAWA (1999) fasst vier Trophie-Parameter (TP während der Frühjahrsvollzirkulation sowie die Vegetationsmittel von Chlorophyll a, Sichttiefe und TP) in einer Zahl zusammen. Dabei gehen die einzelnen Parameter in unterschiedlicher Gewichtung ein. In Abbildung 3 sind die Indizes für die einzelnen Jahre 1994 - 2003 aufgetragen, um 1) den Trend und 2) die hohen interannuellen Schwankungen zu verdeutlichen sowie 3) zu zeigen, dass kleine Änderungen des Trophie-Index einen Sprung in der Trophie-Klasse und folglich auch in der Bewertung hervorrufen können. In dieser Darstellung weist das Nordbecken des **Storkower Sees** den Trend mit den geringsten Schwankungen auf. Der Zustand des Sees entwickelte sich von eutroph 2 in den 90er Jahren zu eutroph 1 und ist damit noch eine Stufe von seinem potentiell natürlichen mesotrophen Zustand entfernt. Dieser Trophierückgang spiegelt sich mit einiger Verzögerung auch im flachen Südbecken wider. Der **Große Glubigsee** scheint sich nach einem zwischenzeitlichen „Rückfall“ in den Zustand e2 im Jahre 2000 jetzt in e1 stabilisiert zu haben. Noch größere interannuelle Schwankungen weist der **Scharmützelsee** auf. In zwei Jahren schaffte er einen Sprung über zwei Trophie-Klassen und erreichte 2000 und 2003 seinen potentiell natürlichen mesotrophen Zustand. Bislang ist dort nur der **Tiefe See** zu finden, der trotz der alljährlichen Anoxie im Hypolimnion und Phosphorrücklösung aus dem Sediment (vgl. Kleeberg et al. 2000 und Rücker et al., dieses Heft) an Hand der trophischen Parameter des Epilimnions keine Verschlechterung seines Zustandes erkennen lässt. Der stärkste Rückgang der Trophie hatte sich von 1996 bis 2001 im **Wolziger See** vollzogen. Jedoch fiel er 2003 wieder nach eutroph 2 zurück. Die geringsten Veränderungen bei den geschichteten Seen zeichnen sich bislang im **Springsee** ab. Er pendelt zwischen eutroph 1 und 2. Ähnlich verhalten sich von den ungeschichteten Seen der **Melangsee** und der **Petersdorfer See**, nur auf höherem trophischen Niveau. Allerdings erreichte der Petersdorfer See 2003 die Grenze zu eutroph 2, was seinem potentiell natürlichen Zustand entspricht. Der **Lange See** weist nur geringe interannuelle Schwankungen auf und zeigt eine abnehmende Tendenz in seinem Trophiestatus. Er hat sich von polytroph 2 auf polytroph 1 verbessert und liegt damit aber immer noch eine Stufe über seinem potentiell natürlichen Zustand. Beim **Lebbiner See** fällt der bereits in der Einleitung erwähnte drastische Rückgang der Trophie nach dem Fischsterben im Winter 1995/96 auf. Dieser See wurde 2004 wieder in das Untersuchungsprogramm aufgenommen, um die aktuelle Entwicklung weiter zu verfolgen.

Tabelle 1: Angaben zur Morphometrie der 12 untersuchten Seen (bzw. Seebecken) im Scharmützelseegebiet und Vergleich der Jahresmittelwerte verschiedener Trophieparameter (Epilimnion) für die Zeiträume 1994 - 1997, 1998 - 2000 und 2001 - 2003. Abkürzungen: z_{max} : maximale Tiefe, z_{mean} : mittlere Tiefe, di: dimiktisch, poly: polymiktisch, ST: Sichttiefe, Chl a: Chlorophyll a, TP: Gesamtphosphor.

Seen	von bis	Mixis	z_{max} m	z_{mean} m	Fläch e km ²	Volumen 10 ⁶ m ³	ST			Chla			TP			Chl a/TP		
							1994	1998	2001	1994	1998	2001	1994	1998	2001	1994	1998	2001
Geschichtete Seen																		
Tiefer See	TIE	di	22,9	10,1	0,63	7,04	5,5	6,1	5,9	4,4	4,6	4,2	21,6	18,7	16,4	0,2	0,3	0,3
Springsee	SPR	di	18,1	9,5	0,59	5,56	1,3	1,8	1,5	32,2	23,2	23,3	43,8	42,2	45,4	0,9	0,7	0,6
Großer Glubigsee	GGL	di	12,0	4,2	0,64	2,64	1,0	1,6	1,5	39,2	29,9	26,0	50,3	48,4	41,0	0,9	0,7	0,7
Scharmützelsee	SCH	di	29,5	9,0	12,09	108,23	1,8	2,1	2,3	25,1	22,1	21,6	68,7	58,1	49,8	0,4	0,4	0,5
Storkower See (Nord)	STNO	di (poly)	11,4	4,8	1,39	6,59	1,2	1,6	1,9	39,9	32,1	23,7	77,4	65,7	47,8	0,6	0,5	0,5
Wolziger See	WOL	di (poly)	13,0	5,5	5,79	32,02	1,3	2,5	2,5	46,2	19,8	21,8	111,2	85,2	94,9	0,5	0,3	0,3
Ungeschichtete Seen																		
Melangsee	MEL	poly	3,3	1,6	0,11	0,17	1,1	1,0	1,0	57,7	59,9	70,4	60,8	69,0	61,1	1,0	0,8	1,1
Kleiner Glubigsee	KGL	poly (di)	4,4	2,4	0,06	0,14	1,1	1,1	1,1	41,1	48,1	-	51,9	52,3	-	1,0	1,0	-
Storkower See (Süd)	STSU	poly	8,0	3,8	2,33	8,79	1,1	1,5	1,5	43,2	37,6	39,1	63,4	54,9	52,3	0,7	0,7	0,8
Langer See	LAN	poly	3,8	2,1	1,55	3,27	0,7	0,7	0,9	89,2	88,6	82,3	113,7	99,6	83,5	0,8	0,9	1,0
Lebbiner See	LEB	poly	4,0	2,1	0,28	0,58	1,0	1,2	1,4	64,6	47,4	-	122,2	90,8	-	0,7	0,6	-
Petersdorfer See	PET	poly	4,0	2,3	0,23	0,53	0,7	0,7	0,7	68,8	70,5	60,2	58,9	56,5	49,6	1,2	1,3	1,2

Tabelle 2: Vegetations- (Veg) und Wintermittelwerte (Win) der Sichttiefe (ST) sowie der Konzentrationen von Chlorophyll a (Chl a), Gesamtphosphor (TP), gelöstem, reaktiven Phosphor (SRP), Gesamtstickstoff (TN), Nitrat + Nitrit (NO_g), Ammonium und Silikat (SRSi) berechnet aus den Monatsmittelwerten von April bis Oktober bzw. Dezember bis Februar für den Zeitraum von Dezember 1993 bis Februar 2004 (KGL und LEB bis 2000) für die Untersuchungsgewässer im Scharmützelseegebiet (Abkürzungen der Seenamen s. Tab. 1). Die Markierungen geben an, ob seit 1997 eine stark ansteigende (+) oder abnehmende (-) Tendenz festzustellen ist.

	ST [m]		Chl a [$\mu\text{g l}^{-1}$]		TP [$\mu\text{g l}^{-1}$]		SRP [$\mu\text{g l}^{-1}$]		TN [$\mu\text{g l}^{-1}$]		NO _g [$\mu\text{g l}^{-1}$]		NH ₄ [$\mu\text{g l}^{-1}$]		SRSi [$\mu\text{g l}^{-1}$]	
	Veg	Win	Veg	Win	Veg	Win	Veg	Win	Veg	Win	Veg	Win	Veg	Win	Veg	Win
TIE	6,1	5,4	3	6	16	- 29	3	15	436	484	6	46	55	- 193	587	1249
SPR	1,2	2,3	29	15	33	68	4	33	717	1082	10	36	35	787	1972	3065
GGL	1,3	+ 1,7	30	- 33	37	- 64	5	22	754	1204	13	88	59	- 728	1379	2184
SCH	1,6	+ 2,9	26	17	47-	- 82	8	42	804	978	17	334	73	145	303	616
STNO	1,3	+ 2,1	35	- 24	58	- 77	8	24	832	1186	13	133	101	- 496	759	1473
WOL	1,8	+ 2,5	34	16	- 86	- 123	26	+ 76	971	1480	39	345	193	662	1268	3425
MEL	0,7	1,4	75	44	75	47	6	11	1241	1017	11	+ 39	39	- 332	2802	2614
KGL	1,1	1,3	43	36	51	56	6	8	992	1377	8	92	78	742	1406	2292
STSU	1,1	+ 2,0	40	- 28	59	- 57	6	17	905	1034	11	144	68	- 330	853	1393
LAN	0,6	1,2	97	67	102	- 104	8	34	1328	1346	12	293	47	- 299	2387	3385
LEB	1,0	1,7	59	47	103	142	24	48	1385	2923	168	257	401	1275	3638	3991
PET	0,6	0,9	72	46	60	42	- 7	8	1861	2010	19	39	119	1081	658	- 931

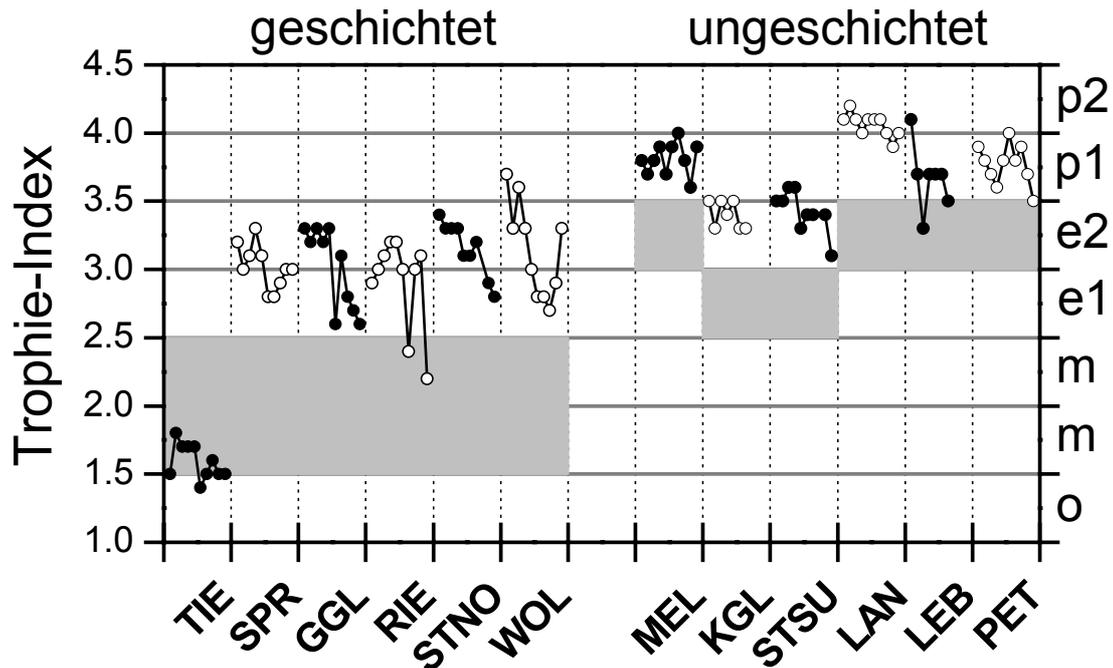


Abbildung 3: Trophie-Indizes nach LAWA (1999) für ausgewählte Seen des Scharmützelseegebietes. Für jedes Jahr zwischen 1994 und 2003 steht ein Punkt. Die grauen Flächen kennzeichnen den potentiell natürlichen Zustand des jeweiligen Sees nach der Morphometrie (LAWA, 1999). Abkürzungen der Seenamen siehe Tab. 1. An der rechten Achse sind die Trophiestufen abzulesen (o=oligo-, m=meso-, e=eu-, p=polytroph).

Entwicklung der Biomassen und Artzusammensetzung des Phytoplanktons

In den Abbildungen 4 und 5 ist die Phytoplanktonbiomasse und die Artzusammensetzung für zehn ausgewählte Seen, jeweils zum Zeitpunkt des sommerlichen Chl a-Maximums, dargestellt. Diese Abbildung knüpft direkt an den Beitrag von Mischke & Rücker (2001) an. Dabei bildet das Jahr 1999 den Bezugspunkt für die Betrachtung der Entwicklung in den letzten drei bis vier Jahren. In Abbildung 4 wurden die Seen nach ihrer Phytoplanktonbiomasse von 1999 angeordnet.

Die Flachseen **Langer See** und **Melangsee** weisen nach wie vor die höchsten Phytoplanktonbiomassen der untersuchten Seen auf. Sie bewegen sich im Langer See zwischen 54 mg l^{-1} 1999 und 24 mg l^{-1} 2002. Der Anteil der Cyanobakterien am gesamten Phytoplankton verringerte sich von 98 auf 87 %. Im Melangsee ist er mit 84 bis 66 % etwas geringer. Die quantitativ bedeutendsten Cyanobakterien sind nach wie vor die Vertreter der Gattungen *Pseudanabaena* und *Limnothrix* im Melangsee und *Planktothrix agardhii* im Langer See. Während die Biomassen und die Algenzusammensetzung im Melangsee nahezu unverändert blieb, zeichnen sich im Langer See Veränderungen ab. Der Rückgang der Biomasse geht scheinbar mit einem Rückgang von *Planktothrix agardhii* einher. Dafür haben die Anteile von *Aphanizomenon gracile* und *A. issatschenkoi* und *Limnothrix/Pseudanabaena* zugenommen. *A. gracile* erreicht im Sommer Biomassen von bis zu 9 mg l^{-1} , *A. issatschenkoi* bis $3,5 \text{ mg l}^{-1}$. In beiden Gewässern hat sich der Neophyt *Cylindrospermopsis raciborskii* etabliert. Er erreichte maximal 9 mg l^{-1} im Melangsee und 5 mg l^{-1} im Langer See. Das entspricht einem Biomasseanteil von etwa 15 %.

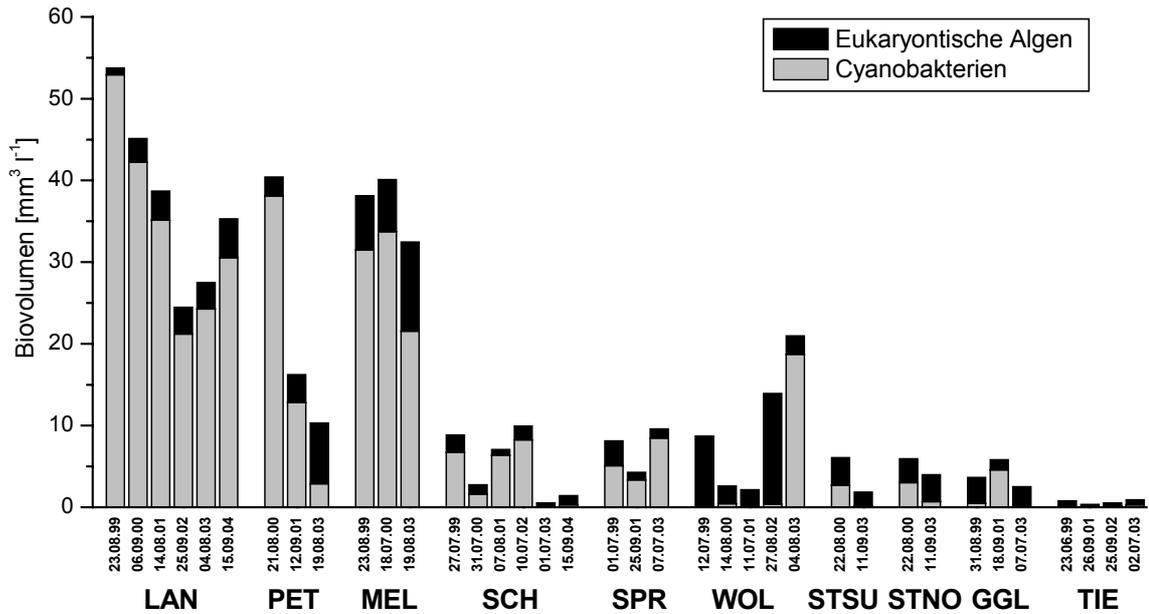


Abbildung 4: Algenbiomassen in ausgewählten Seen der Scharmützelseeregion zum Zeitpunkt des Sommermaximums der Chlorophyll a-Konzentration für den Zeitraum 1999 bis 2004. Abkürzungen der Seenamen siehe Tab. 1.

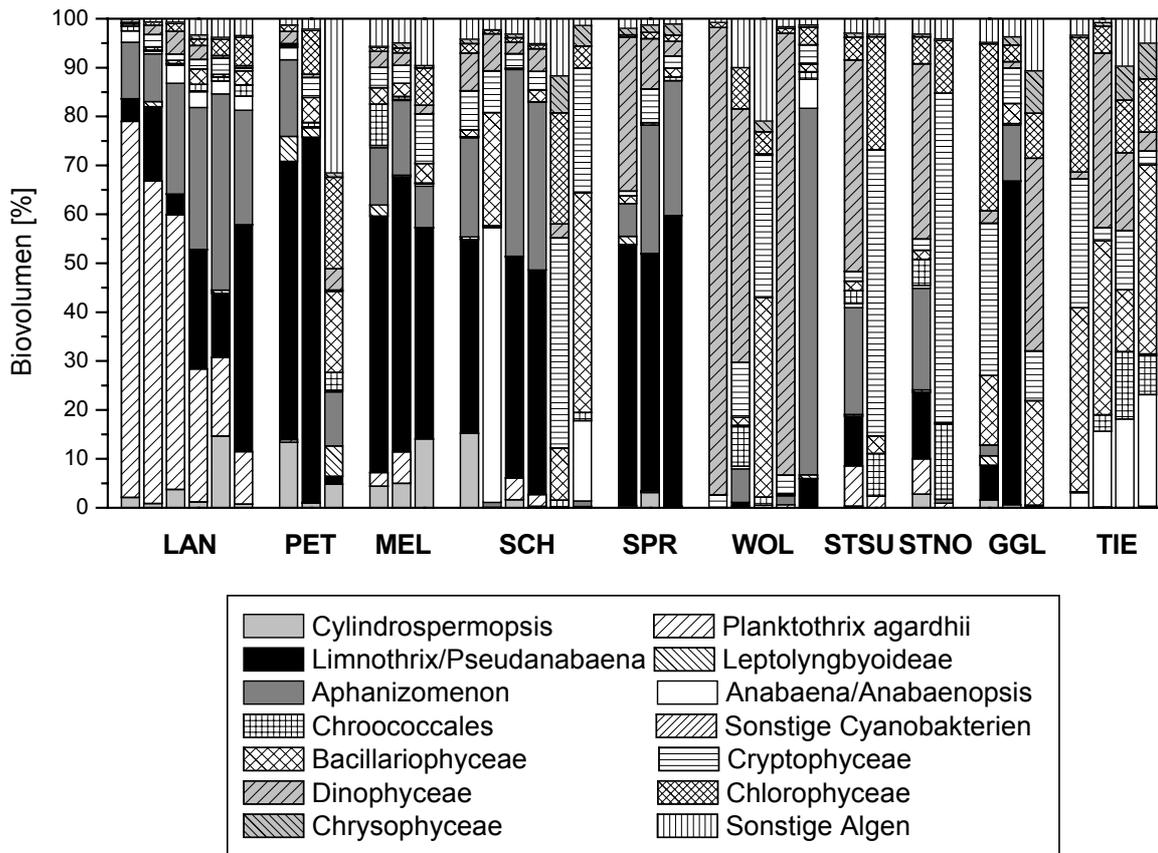


Abbildung 5: Prozentualer Anteil der Algengattungen bzw. Algenklassen an der Gesamtbiomasse des Phytoplanktons zum Zeitpunkt des Sommermaximums der Chlorophyll a-Konzentration für den Zeitraum 1999 bis 2004. Termine wie in Abb. 4. Abkürzungen der Seenamen siehe Tab. 1.

Im dritten Flachsee, dem **Petersdorfer See**, ist ein starker Abfall der sommerlichen Phytoplanktonbiomasse festzustellen. Die Algenzusammensetzung im Jahr 2003 unterschied sich deutlich von früheren Jahren, in dem der See als *Limnothrix/Pseudanabaena*-dominiert beschrieben wurde (Rücker et al. 1997, Mischke & Rücker 2001). 2003 erreichten die Cyanobakterien nur einen Biomasseanteil von 28 % gegenüber 98 % im Jahr 2000. Bedeutend waren in der Probe vom 19.08.03 die Grünalgen mit einem Anteil von 19 % am Gesamtbiovolumen, der vor allem durch folgende Arten gebildet wurde: *Tetraedron minimum*, *Coelastrum astroideum*, *Pseudosphaerocystis* sp., *Treubaria triappendiculata*, *Eutetramorus fottii* und *Golenkinia radiata*. Bei den Kieselalgen (17 %) bildeten die Gattungen *Fragilaria* und *Aulacoseira* die höchsten Biomassen. Des Weiteren waren die Xanthophyceae *Goniochloris fallax* und die Conjugatophyceae *Cosmarium* von Bedeutung. Auch in diesem See kann *Cylindrospermopsis raciborskii* insgesamt einen Biomasseanteil von 13 % erreichen. 2003 war sie nach *Aphanizomenon gracile* und *Planktolyngbya* sp. das dritthäufigste Cyanobakterium.

Bei den geschichteten Seen zeigt der **Springsee** mit Sommerbiomassen um 8 mg l^{-1} und einem Cyanobakterienanteil zwischen 62 und 88 % nach wie vor keine Veränderungen in der Phytoplanktonzusammensetzung. Das Phytoplankton wird durch feinfädige Oscillatoriales wie *Pseudanabaena limnetica*, *Limnothrix meffertae* (früher *L. amphigranulata*), und *Aphanizomenon gracile* dominiert. 1999 erreichten Dinophyceen, vor allem *Peridinium* sp. einen Biomasseanteil von 32 %.

Ähnlich hohe Phytoplanktonbiomassen ($7 - 10 \text{ mg l}^{-1}$) wie im Springsee waren im **Scharmützelsee** 1999, 2001 und 2002 zu finden. Auch hier waren *Pseudanabaena*-Arten und *Aphanizomenon gracile* die wichtigsten Cyanobakterien, gefolgt von *Cylindrospermopsis raciborskii* und *Planktothrix agardhii*. Im Jahr 2000 sank die Phytoplanktonbiomasse auf $2,7 \text{ mg l}^{-1}$ bei einem Cyanobakterienanteil von 57 %. Dieser wurde fast ausschließlich durch *Anabaena flos-aquae* ($1,5 \text{ mg l}^{-1}$) gebildet. Die nächsthäufige Algengruppe waren die Bacillariophyceen mit *Asterionella formosa* ($0,4 \text{ mg l}^{-1}$) und *Aulacoseira granulata* ($0,2 \text{ mg l}^{-1}$). Die Phytoplanktonzusammensetzung am 15.09.04 wies Ähnlichkeiten zum Jahr 2000 auf, auch wenn das Biomassenniveau mit $1,4 \text{ mg l}^{-1}$ noch niedriger war. Wiederum waren die Anabaenen die bedeutendsten Cyanobakterien (insgesamt 19 % Biomasseanteil). Zu *Anabaena flos-aquae* kam jedoch noch *Anabaena affinis* hinzu (beide Arten je $0,1 \text{ mg l}^{-1}$). Den größten Anteil am Phytoplankton hatten an diesem Tag die Kieselalgen (45 %), dominiert von *Fragilaria crotonensis* ($0,6 \text{ mg l}^{-1}$). Die drittwichtigste Algengruppe bildeten die Cryptophyceen mit *Rhodomonas lens* ($0,2 \text{ mg l}^{-1}$) und *Cryptomonas erosa/ovata* ($0,1 \text{ mg l}^{-1}$). Im Jahr 2003 mit der seit 1993 geringsten Algenbiomasse von nur $0,5 \text{ mg l}^{-1}$ erreichten die Cryptophyceen, vertreten vor allem durch *Cryptomonas marsonii* und *Cryptomonas erosa/ovata* mit 43 % den höchsten Anteil an der Gesamtbiomasse. Außerdem waren noch die Grünalgen mit 23 % Biomasseanteil bedeutend. Eine Ankyra-Art und *Eutetramorus fottii* waren die häufigsten Arten. Cyanobakterien waren mit weniger als 2 % der Biomasse unbedeutend. *Cylindrospermopsis raciborskii* wurde in den drei klaren Jahren in den Phytoplanktonkammern nicht mehr erfasst. In stark aufkonzentrierten Netzproben wurden jedoch noch einzelne Filamente dieser Art gefunden.

Starke Veränderungen in der Biomasse und der Artzusammensetzung des Phytoplanktons konnten seit 1999 im **Wolziger See** beobachtet werden. Wie an Hand der Chlorophyll a-Konzentration oben bereits beschrieben, nahm die sommerliche Phytoplanktonbiomasse von $8,7 \text{ mg l}^{-1}$ 1999 zunächst auf $2,2 \text{ mg l}^{-1}$ im Jahr 2001 ab und stieg dann auf 14 bzw. 21 mg l^{-1} in den Jahren 2002 und 2003 wieder an und erreichte damit wieder das Niveau der ersten

Hälfte der 90er Jahre. Während der Cyanobakterienanteil von 1999 - 2002 nur maximal 17 % betrug, war er 2003 wieder auf 89 % angestiegen. *Aphanizomenon gracile* und *A. issatschenkoi* waren die vorherrschenden Arten. Zwar handelt es sich dabei wieder um stickstofffixierende Arten, allerdings sind das nicht die gleichen N-Fixierer, die 1996 und 1997 das Phytoplankton dominierten (*Anabaena* sp., *Anabaenopsis* sp., *Cylindrospermopsis raciborskii*). Die Jahre 1999, 2000 und 2002 im Wolziger See fallen durch die Dominanz von Dinoflagellaten auf (95 - 52 %). Die dominanten Arten waren *Ceratium furcoides* 1999 und 2000 bzw. *C. hirundinella* 2003. Im Jahr 2001, dem Jahr mit der bislang niedrigsten Biomasse ($2,2 \text{ mg l}^{-1}$) war das Phytoplankton von Kieselalgen, vor allem verschiedenen Aulacoseira- und Fragilaria-Arten dominiert. Ihr Anteil betrug 41 % am gesamten Biovolumen. Mit 29 % waren dann die Cryptophyceen die zweitwichtigste Algengattung, vertreten durch die Arten *Cryptomonas erosa/ovata* und *C. marsonii*.

Die beiden Becken des **Storkower Sees** ähneln sich hinsichtlich der Höhe und Zusammensetzung der Algenbiomasse sehr stark. Im Vergleich zu den Jahren 1994 - 1996 mit sommerlichen Biomassemaxima zwischen 22 und 16 mg l^{-1} (Zippel & Nixdorf, 1997) hatte die Phytoplanktonbiomasse bis zum Jahr 2000 weiter auf 6 mg l^{-1} abgenommen und sank bis 2003 nochmals weiter auf 2 bzw. 4 mg l^{-1} ab. Die Zusammensetzung verschob sich von einem Cyanobakterien- und Dinoflagellaten geprägten Phytoplankton im Jahr 2000 zu einem von Cryptomonaden geprägten Plankton im Sommer 2003. Die wichtigsten Arten waren 2000 *Ceratium hirundinella*, *Aphanizomenon gracile*, *Pseudanabaena limnetica* und *Planktothrix agardhii*, 2003 *Cryptomonas erosa/ovata* und *C. marsonii*.

Der **Große Glubigsee** schwankt in seiner sommerlichen Phytoplanktonzusammensetzung zwischen der Dominanz von feinfädigen Cyanobakterien wie 2001 oder in der ersten Hälfte der 90er Jahre und einem aus vielen verschiedenen Algenarten zusammengesetzten Phytoplankton mit sehr geringem Cyanobakterienanteil. In den Jahren mit relativ klarem Epilimnion wurden fädige Cyanobakterien jedoch an der Obergrenze des Hypolimnions beobachtet. Weitere Untersuchungen zu diesem Phänomen stehen noch aus. Die wichtigsten Phytoplanktonarten des Epilimnions waren im Sommer 1999 die Grünalgen *Tetraedron triangulare* ($0,5 \text{ mg l}^{-1}$) und *Tetraedron minimum* ($0,4 \text{ mg l}^{-1}$) sowie die Cryptophyceen *Rhodomonas minuta* ($0,7 \text{ mg l}^{-1}$) und *Cryptomonas marssonii* ($0,3 \text{ mg l}^{-1}$). 2001 dominierte *Pseudanabaena limnetica* ($3,8 \text{ mg l}^{-1}$). Daneben kam noch *Aphanizomenon gracile* mit $0,65 \text{ mg l}^{-1}$ vor. Das Sommerplankton 2003 bestand zu 39 % aus Dinoflagellaten (*Ceratium hirundinella* und Peridinium-Arten) und 21 % aus Kieselalgen (vor allem *Asterionella formosa* und Fragilaria-Arten).

Das Phytoplankton des einzigen stabil mesotrophen Sees, dem **Tiefen See**, ist im Sommer vor allem durch Kieselalgen, Cryptomonaden, Dinoflagellaten und Grünalgen geprägt (vgl. Rücker 2000, Mischke & Rücker 2001). Die Biomasse liegt unter $0,9 \text{ mg l}^{-1}$. Dieser See hat sein Biomassemaximum stets im Frühjahr (vgl. Abb. 2). Die größte Biomasse seit 1999 wurde mit $4,3 \text{ mg l}^{-1}$ am 12.03.2002 festgestellt. Auffällig ist die Zunahme des Cyanobakterienanteils von 3 % 1999 auf 31 bis 32 % in den Jahren 2002 und 2003. Das übersteigt die bisher festgestellten höchsten Werte aus den Jahren 1994 und 1995 von 14 %. Dieser Anstieg ist vor allem auf die Zunahme von *Anabaena flos-aquae* (1999: $0,02 \text{ mg l}^{-1}$, 2001: $0,06 \text{ mg l}^{-1}$, 2002: $0,09 \text{ mg l}^{-1}$, 2003 $0,2 \text{ mg l}^{-1}$) zurückzuführen. *Pseudanabaena limnetica* wurde in sehr geringen Biovolumina 2001 und 2002 gefunden, 2003 *Aphanizomenon gracile* und *Oscillatoria limosa*. Diese fädigen Cyanobakterien wurden auch schon vor 1999 vereinzelt nachgewiesen. Der Anteil chroococcaler Cyanobakterien hat sich nicht verändert.

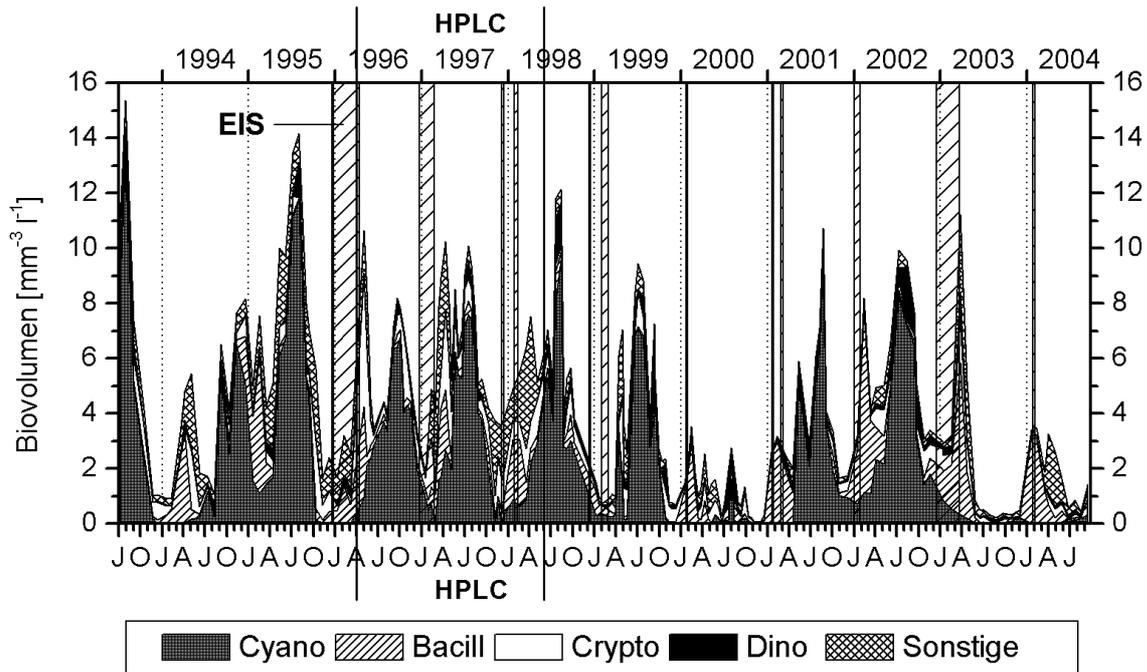


Abbildung 6: Biovolumen der wichtigsten Klassen des Phytoplanktons im Scharmützsee von Juli 1993 bis September 2004. Die schraffierten Flächen geben die Zeiten der Eisbedeckung wider. Die Algenzusammensetzung wurde zwischen 1996 und 1998 mittels HPLC-Pigmentanalytik bestimmt. Cyano = Cyanobakterien, Bacill = Bacillariophyceae, Crypto = Cryptophyceae, Dino = Dinophyceae.

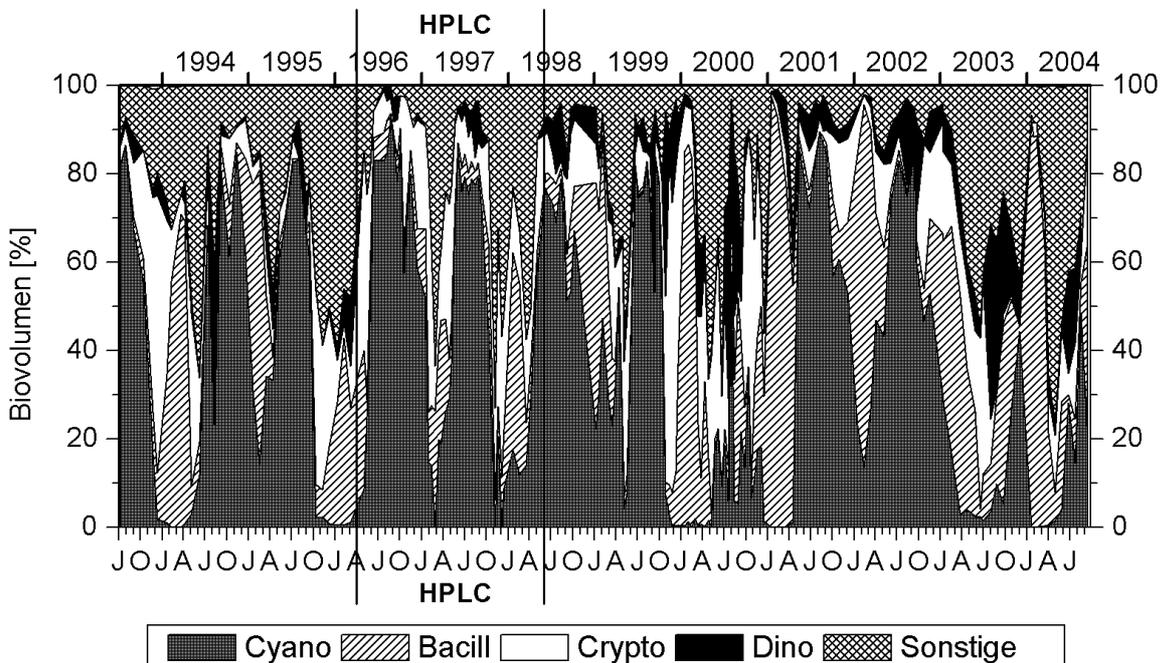


Abbildung 7: Prozentualer Anteil der wichtigsten Algenklassen am gesamten Biovolumen des Phytoplanktons im Scharmützsee von Juli 1993 bis September 2004. Die Algenzusammensetzung wurde zwischen 1996 und 1998 mittels HPLC-Pigmentanalytik bestimmt. Abkürzungen wie in Abb. 6.

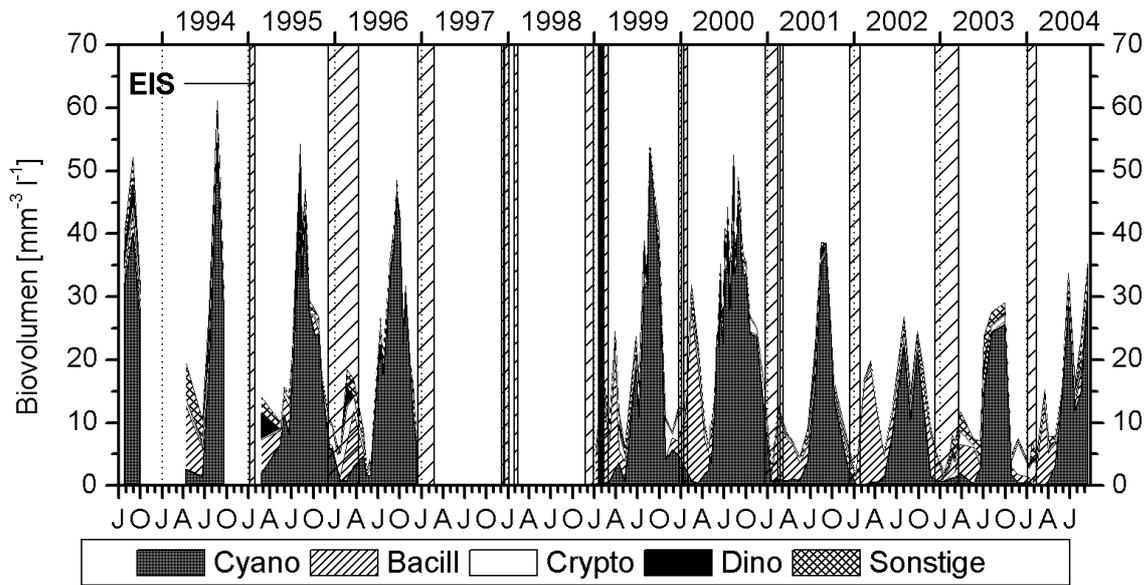


Abbildung 8: Biovolumen der wichtigsten Klassen des Phytoplanktons im Langen See von Juli 1993 bis September 2004. Die schraffierten Flächen geben die Zeiten der Eisbedeckung wider. Abkürzungen wie in Abb. 6.

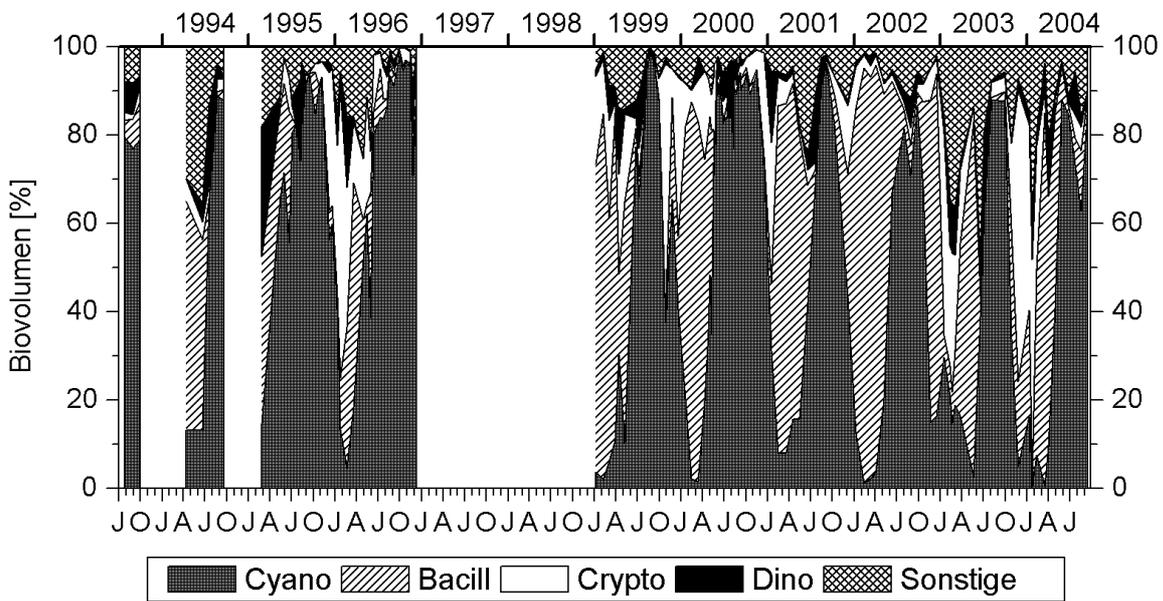


Abbildung 9: Prozentualer Anteil der wichtigsten Algenklassen am gesamten Biovolumen des Phytoplanktons im Langen See von Juli 1993 bis September 2004. Abkürzungen wie in Abb. 6.

Für den Scharmützelsee sind in den Abbildungen 6 und 7 die Jahressgänge der Phytoplanktonentwicklung sowohl absolut als auch prozentual für die wichtigsten Algengruppen dargestellt. An Hand dieser Darstellungen wird noch einmal deutlich, dass im Scharmützelsee der Anteil und die Bedeutung der Cyanobakterien in den klaren bzw. mesotrophen Jahren 2000, 2003 und 2004 stark zurückgegangen ist. In den eutrophen Jahren 1993 - 1999, 2001 und 2002 unterscheiden sich der Biomasseanteil (ca. 80 %) und die Höhe des sommerlichen Cyanobakterienpeaks (7 - 12 mg l⁻¹) kaum voneinander. Seit 2001 hat der Anteil der Dinophyceen (*Gymnodinium* sp., *Ceratium* sp., *Peridinium* sp.) zugenommen. 2003 und 2004 ist die Zunahme des Anteils der „sonstigen“ Algen bemerkenswert. Das sind für den Scharmützelsee vor allem Chrysophyceen, Chlamydomonaden und Conjugatophyceen. Die Bacillariophyceen bilden im Scharmützelsee jedes Jahr zwischen Dezember und April ihr Biomassemaximum. Die Entwicklung der Kieselalgen setzt oft schon unter Eis ein und erreicht ihr Maximum kurz nach dem Eisauflauf (vgl. Nixdorf & Rücker, dieses Heft). In milden Wintern ist es entsprechend vorverlagert. Die Biomasse der Kieselalgen beträgt zum Zeitpunkt des Frühjahrspeaks relativ konstant 2,5 - 3 mg l⁻¹. Nur in den Jahren 1995, 2002 und 2003 fiel sie mit Werten zwischen 5 und 6,5 mg l⁻¹ deutlich höher aus.

Im flachen und polytrophen Langer See erreichten die Cyanobakterien bis zum Jahr 2000 im Sommer Biomassen bis etwa 50 mg l⁻¹ (Abb. 8) und bildeten damit über 90 % des gesamten Phytoplanktons. Seit 2001 ist ein Rückgang der Cyanobakterienmaxima auf 25 - 40 mg l⁻¹ festzustellen. Das sind immer noch knapp 90 % der Algenbiomasse (Abb. 9). Auch im Langer See wird das Phytoplankton im Winter von Bacillariophyceen dominiert. Neben dem Hauptpeak zwischen Februar und April gab es in den letzten vier Jahren zusätzlich einen kleineren Peak im Spätherbst. Im Biomassemaximum können die Kieselalgen bis 80 % der Phytoplanktonbiomasse bilden. Das sind zwischen 10 und 25 mg l⁻¹. In Abbildung 8 und 9 fällt das Jahr 2002 durch einen über das ganze Jahr relativ hohen Anteil von Kieselalgen auf. Außerdem kann auch der Anteil der Cryptophyceen im Herbst und Winter relativ hoch sein.

Zusammenfassung und Diskussion

Im Vergleich zu den letzten Veröffentlichungen über die Trophie- und Phytoplanktonentwicklung in den Seen des Scharmützelseegebietes für den Zeitraum 1994 bis 2000 bzw. 2001 (Deneke et al., 2001, Mischke & Rücker, 2001, Rücker et al., 2003), haben sich die Anzeichen des Trophie-Rückganges bis 2004 verstärkt. Erstmals kann auch in zwei Flachseen, Langer See und Petersdorfer See, sowie dem als polymiktisch klassifizierten Südbecken des Storkower Sees eine leichte Verbesserung der Wasserqualität festgestellt werden. Diese Veränderungen gingen in allen drei Seen mit einem Rückgang der Phytoplanktonbiomasse sowie im Storkower See und Petersdorfer See mit einer Abnahme des Anteils der Cyanobakterien am Phytoplankton einher.

In drei dimiktischen Seen, Scharmützelsee, Storkower See, Nordbecken und Großer Glubigsee, hat sich ein starker Rückgang der Trophie vollzogen. Von der Trophiestufe eutroph 2, auf der sich alle drei Seen Mitte der 90er Jahre befanden, hat sich der Große Glubigsee seit 1999, der Storkower See erst seit 2002 auf die Stufe eutroph 1 verbessert. Der Scharmützelsee übersprang eine Stufe und erreichte in den Jahren 2000, 2003 und voraussichtlich auch 2004 (Die Daten liegen noch nicht vollständig vor.) den mesotrophen Zustand. Alle drei Seen haben inzwischen den Schwellenwert von 40 – 50 µg l⁻¹ TP (Jahresmittel) nach Chorus (1995) erreicht, unterhalb dessen eine Veränderung der Algenzusammensetzung zu erwarten ist. Sie reagierten mit einer Verringerung der Phytoplanktonbiomasse und einem Rückgang des Cyanobakterienanteils. Ein neues Phänomen, das im Scharmützelsee im Sommer 2003

erstmalig beobachtet wurde, ist das Auftreten eines Tiefenchlorophyllmaximums (DCM), das durch autotrophes Picoplankton gebildet wurde. Allerdings zeigten der Scharmützelsee 2001 und 2002 bzw. der Große Glubigsee 2000, dass die Veränderungen in der Algenzönose noch nicht stabil sind. In diesen Jahren dominierten wieder Cyanobakterien und das Phytoplankton und die TP- und Chl a-Konzentrationen erreichten im Scharmützelsee wieder Werte auf eutrophen Niveau.

Das Beispiel des Wolziger Sees zeigt, dass der Rückgang der TP-Konzentrationen ebenfalls noch nicht stabil ist. Nach einer Abnahme der TP- Jahresmittelwerte von $110 \mu\text{g l}^{-1}$ 1994 – 97 auf $85 \mu\text{g l}^{-1}$ 1999 – 2001 stiegen die TP- (und SRP-) Konzentrationen seit 2001 wieder auf $95 \mu\text{g l}^{-1}$ 2002 – 2003 an. Die Zunahme der TP-Konzentration kann zunächst nicht erklärt werden. Als Ursache kommen seeinterne Prozesse (P-Rücklösung aus dem Sediment) und P-Eintrag aus den vorgelagerten Seen in Betracht (Scharmützelsee: Hämmerling & Nixdorf, dieses Heft, Stahnsdorfer See: Bayer, im Druck). Der Rückgang der TP-Konzentrationen ging mit einer Abnahme der Phytoplanktonbiomasse und einem Wechsel von einem Cyanobakterien- zu einem Dinophyceen-dominierten Phytoplankton einher. 2003 kehrten dann auch die Cyanobakterien zurück und zwar mit stickstofffixierenden Aphanizomenon-Arten. Die Tatsache, dass sich die Veränderung in der Phytoplanktonzönose des Wolziger Sees auf einem TP-Niveau vollzog, das weit über dem Schwellenwert von $40 - 50 \mu\text{g l}^{-1}$ lag, unterhalb dessen eine Veränderung der Algenzusammensetzung zu erwarten ist, stützt die Hypothese, dass die Höhe der Schwellenwerte vom Mixisverhalten und der Wasseraufenthaltszeit entscheidend beeinflusst wird (Chorus, 1995). Nahrungsnetz- und klimatische Effekte bleiben in der Theorie der trophischen Schwellenwerte zunächst unberücksichtigt. Sie können jedoch ebenfalls einen starken Einfluss auf die Phytoplankton- und Trophie-Entwicklung haben. Nur so lassen sich die sprunghaften Wechsel in der Dominanzstruktur des Phytoplanktons im Scharmützelsee und Großen Glubigsee erklären. Die Cyanobakterien, die etwa seit Mitte der 30er Jahre des letzten Jahrhunderts das Phytoplankton in vielen Seen der Region dominieren (Czensny, 1938, Wundsch, 1940, Schäperclaus 1941) sind als Gruppe sehr anpassungsfähig und verfügen über ausreichend Akineten bzw. keimfähige Filamente im Sediment, aus denen sich neue Populationen rekrutieren können. Ihre Anpassungsfähigkeit zeigt auch die Einwanderung der ursprünglich aus den Tropen stammenden und stark toxischen Art *Cylindrospermopsis raciborskii* in das Gebiet, die einen nicht zu vernachlässigenden Anteil an der Phytoplanktonbiomasse ausmachen kann.

Zwei der untersuchten Seen, der polymiktische, polytrophe Melangsee und der in der Seenkette dahinterliegende dimiktische, eutrophe Springsee zeigen bis jetzt noch keinen Rückgang der TP-Konzentrationen. Die Seen haben sich von der starken Belastung in der Vergangenheit durch Fischzucht auf dem Melangsee noch nicht erholt.

Der Tiefe See ist der erste See in der Seenkette und befindet sich über den ganzen betrachteten Zeitraum in seinem potentiell natürlichen, mesotrophen Zustand. Die alljährliche Anoxie des Hypolimnions mit P-Freisetzung aus dem Sediment warf allerdings schon oft die Frage auf, ob der See diesen Zustand halten kann (Kleeberg et al. 2000, Rücker et al., dieses Heft). Die in den letzten drei Jahren festgestellte Zunahme des Cyanobakterienanteils zeigt, dass diese Frage nicht an Aktualität verloren hat. Die Beurteilung des trophischen Zustandes nach LAWA (1999) erfolgt vor allem über Parameter des Epilimnions während der Vegetationsperiode. Die Klarheit des Wassers führt im Tiefen See zu einer Verlagerung der Primärproduktion in die Tiefe. Er ist durch ausgeprägte und jährlich vorkommende Tiefenchlorophyllmaxima gekennzeichnet. Das sind zum einen metalimnische Algenmaxima, zum anderen Massenentwicklungen photoautotropher Schwefelbakterien im Hypolimnion

(Rücker, 1997 und 2000). Auch künftig werden bei der Bewertung der Qualitätskomponente Phytoplankton nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU, 2000) die Tiefenchlorophyllmaxima unberücksichtigt bleiben, obwohl sie im Sommer einen erheblichen Anteil an der gesamten Primärproduktion des Sees haben können und die produzierte Biomasse eine zusätzliche Quelle organischer Belastung darstellt (Rücker & Nixdorf 2002). Ein weiterer Teil der Primärproduktion findet im Tiefen See in den ausgedehnten Makrophytenbereichen statt. Der Bewuchs der Unterwasserpflanzen mit fädigen Aufwuchsalgen scheint in den letzten Jahren jedoch zugenommen zu haben und wäre ebenfalls ein Anzeiger für eine langsame Erhöhung der Trophie. Für diesen See sollten Sanierungs- und evtl. Restaurierungsmaßnahmen zum Schutz seines mesotrophen Zustandes in Erwägung gezogen werden.

Danksagung

Ein herzliches Dankeschön geht an die vielen fleißigen Helfer, die über Jahre hinweg zuverlässig und gewissenhaft die Daten unserer Seen erhoben haben. Das sind vor allem unsere Probenehmer Ingo Henschke und Wolfgang Terlinden sowie Gudrun Lippert als Laborleiterin und Tina Hanke, Ute Abel und Cornelia Tahedl als Laborantinnen.

Literatur

- Bayer, T., Hämmerling, R. & Nixdorf, B., im Druck: Die Analyse der Phosphor-Belastung des Wolziger Sees – Möglichkeiten und Grenzen für ein Flussgebietsmanagement. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2004.
- Chorus, I., 1995. Müssen in der Seensanierung Gesamtphosphat-Schwellenwerte unterschritten werden, bevor das Phytoplankton eine Reaktion zeigt? In Jaeger, D. & Koschel, R. (Hrsg.): Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer, Gustav Fischer Verlag Stuttgart Jena New York: 21-28.
- Czensny, R., 1938. Die Oscillatorienerkrankung unserer Seen, Biologie und Chemismus einiger märkischer Seen. Vom Wasser 8: 36-57.
- Deneke, R., 1996. Topographie, Morphologie und Mixis stehender Gewässer. In Nixdorf, B. & Kleeberg, A. (Hrsg), Gewässerreport Scharmütelseegebiet, Teil II. BTUC-AR 2/96: 10-21.
- Deneke, R., 1997. Trophieklassifikation (LAWA-Entwurf) und Trophieentwicklung in 12 Seen des Scharmütelseegebietes 1994-1997. In Deneke, R. & Nixdorf, B. (Hrsg), Gewässerreport (Teil III). BTUC-AR 5/97: 49-59.
- Deneke, R., Kleeberg, A., Hämmerling, R. & Nixdorf, B., 1998. Trophiestatus und Bewertung der Seen im Scharmütelseegebiet (Brandenburg) im Zeitraum 1994-97 als Grundlage für die Erarbeitung von Restaurierungsmaßnahmen. In Trautmann, A. (Hrsg), Internationale Seen-Fachtagung 1998 - Aktionsprogramm zur Sanierung oberschwäbischer Seen. Oberschwäbische Verlagsanstalt, Ravensburg: 295-306.
- Deneke, R., Rücker, J. & Nixdorf, B., 2001. Trophieentwicklung von tiefen und flachen Seen im Scharmütelseegebiet (Brandenburg) - Ein Resümee nach 7 Untersuchungsjahren (1994-2000) und Bewertung nach der LAWA-Richtlinie (1999). In Krumbeck, H. & Mischke, U. (Hrsg.), Gewässerreport (Nr. 6). BTUC-AR 6/01: 5-18.
- DEV (Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung), 1976-2004. Schlammuntersuchung. Verlag Chemie, Weinheim, D11, E5, D9, C9, E1, H7.

- EU (Europäische Union), 2000. Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der EU vom 22.12.2000 (L327/1).
- Hämmerling, R. & Nixdorf, B., 2004. Phosphorbilanz des Scharmütelsees 1996 bis 2000: Quelle oder Senke? In Rücker, J. & Nixdorf, B. (Hrsg.), Gewässerreport Nr. 8. BTU Cottbus. Aktuelle Reihe 3/04: 25-34.
- Kleeberg, A., Jendritzki, D. & Nixdorf, B., 2000. Ursachen und Ausmaß der Erhöhung der Phosphormobilität im Sediment eines Brandenburger Klarwassersees (Tiefer See, Scharmütelseegebiet) - Indikation des Wechsels in ein höheres trophisches Niveau. Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands 4: 147-157.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (Hrsg.), 1999. Gewässerbewertung - stehende Gewässer - Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlichen entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. - Kulturbuch-Verlag, Berlin. 74 S.
- Lippert, G., 1999. Gemeinsamer Aufschluss für die Gesamtphosphor- und Gesamtstickstoff-Bestimmung in Gewässern des Scharmütelseegebietes. In M. Kapfer & B. Nixdorf (Hrsg.), Gewässerreport (Nr. 5). BTU Cottbus. Aktuelle Reihe 1/99: 4-13.
- Lippert, G., Heckemann, H.-J., Stadler, B., 2004: Erfahrungen und Ergebnisse zur Bestimmung von Gesamtphosphor mit Festphasenanreicherung im Bereich von 10 bis 200 $\mu\text{g l}^{-1}$ in Gewässern mit der FIA-LAB II (MLE GmbH Radebeul). In Rücker, J. & Nixdorf, B. (Hrsg.), Gewässerreport Nr. 8. BTU Cottbus. Aktuelle Reihe 3/04: 133-144.
- Mischke, U., 2003. Cyanobacteria associations in shallow polytrophic lakes: influence of environmental factors. Acta Oecologica 24 (Suppl. 1): 11-24.
- Mischke, U. & Nixdorf, B., 2003. Equilibrium phase conditions in shallow German lakes: How Cyanoprokaryota species establish a steady state phase in late summer. Hydrobiologia 502: 123-132.
- Mischke, U. & Rücker, J., 2001. Veränderungen der Zusammensetzung der Algenzönose in Standgewässern des Scharmütelseegebietes. In Krumbeck, H. & Mischke, U. (Hrsg.), Gewässerreport (Nr. 6). BTUC-AR 6/01: 19-38.
- Nixdorf, B. & Kleeberg, A., 1996. Gewässerreport Scharmütelseegebiet, Teil II der limnologischen Zustandsanalyse von Gewässern aus dem Scharmütelseegebiet. BTUC-AR 2/96: 106 S.
- Nixdorf, B., Mischke, U. & Rücker, J., 2003. Phytoplankton assemblages and steady state in deep and shallow eutrophic lakes - an approach to differentiate the habitat properties of Oscillatoriales. Hydrobiologia 502: 111-121.
- Nixdorf, B., Rücker, J., Deneke, R. & Zippel, P., 1995. Limnologische Zustandsanalyse von Standgewässern im Scharmütelseegebiet, Teil I. BTUC-AR 1/95: 52 S.
- Nixdorf, B. & Rücker, J., 2004: Unterwasser-Lichtklima und Sauerstoffhaushalt unter Eis im Winter 2002/2003 in eutrophen Seen des Scharmütelseegebietes. In J. Rücker & Nixdorf, B. (Hrsg.), Gewässerreport Nr. 8. BTU Cottbus. Aktuelle Reihe 3/04: 53-60.
- Rücker, J., 1997. Untersuchungen zum Vorkommen phototropher Bakterien in Seen des Scharmütelseegebietes. In Deneke, R. & Nixdorf, B. (Hrsg.), Gewässerreport (Teil III). BTUC-AR 5/97: 81-98.
- Rücker, J., 2000. Der Tiefe See (Scharmütelseegebiet) - Besonderheiten der phototrophen Besiedlung eines Klarwassersees. Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands 4: 78-86.

- Rücker, J., Lippert, G., Henschke, I. & Nixdorf, B., 2004: Entwicklung hydrochemischer Parameter in ausgewählten Gewässern der Scharmütelseeregion im Winter 2002/03 unter Eis. In J. Rücker & B. Nixdorf (Hrsg.), Gewässerreport Nr. 8. BTU Cottbus. Aktuelle Reihe 3/04: 35-42.
- Rücker, J. & Nixdorf, B., 2002. Besonderheiten der Primärproduktion in meso- bis schwach eutrophen dimiktischen Seen mit meta- und hypolimnischen Planktonmaxima. In Deneke, R. & Nixdorf, B. (Hrsg.), Implementierung der EU-WRRL. BTU Cottbus, Aktuelle Reihe 4/02: 89-96.
- Rücker, J., Nixdorf, B., Deneke, R., Kleeberg, A., & Mischke, U., 2003. Reaktionen von Seen im Scharmütelseegebiet auf die Reduzierung der externen Belastung. Wasser & Boden 55 (4): 4-10.
- Rücker, J., Wiedner, C. & Zippel, P., 1997. Factors controlling the dominance of *Planktothrix agardhii* and *Limnithrix redekei* in eutrophic shallow lakes. *Hydrobiologia* 342/343: 107-115.
- Schäperclaus, W., 1941. Seenverschlechterung. *Z. Fischerei* XXXVIII: 345-375.
- Utermöhl, H., 1958: Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik, Mitt. Internat. Verein. Limnol. 9: 1-38.
- Wauer, G., Heckemann, H. J., Lippert, G., Koschel, R., 2003. Bestimmung von Gesamtphosphor und Aluminium. In: GIT Labor-Fachzeitschrift 8/2003: 798-801.
- Wiedner, C., Nixdorf, B., Heinze, R., Wirsing, B., Neumann, U. & Weckesser, J., 2002: Regulation of Cyanobacteria and microcystin dynamics in polymictic shallow lakes. *Arch. Hydrobiol.* 155, 3: 383 - 400.
- Wundsch, H. H., 1940. Beiträge zur Fischereibiologie märkischer Seen VI. Die Entwicklung eines besonderen Seentypus (H₂S-Oscillatorien-Seen) im Flußgebiet der Spree und Havel, und seine Bedeutung für die fischereibiologischen Bedingungen in dieser Region. *Z. Fischerei* 38: 443-648.
- Zippel, 1996. Die Phytoplanktonsukszession und -dynamik in den Gewässern des Scharmütelseegebietes. In Nixdorf, B. & Kleeberg, A. (Hrsg), Gewässerreport Scharmütelseegebiet, Teil II. BTUC-AR 2/96: 44-48.
- Zippel, P. & Nixdorf, B., 1997. Die Entwicklung des Phytoplanktons im Scharmütelsee (1993-1996) und Storkower See. In Deneke, R. & Nixdorf, B. (Hrsg), Gewässerreport (Teil III). BTUC-AR 5/97: 60-71.

Phosphorbilanz des Scharmützelsees 1996 bis 2000: Quelle oder Senke?

Ronny Hämmerling & Brigitte Nixdorf

Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Forschungsstelle
Bad Saarow, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow, e-mail: r.haemmerling@limno-tu-cottbus.de

Key words: Phosphorrücklösung, Phosphorhaushalt, Einzugsgebietsmanagement

Abstract

From the end of the 60s until 1990, lake Scharmützelsee received an increasing phosphorus load mainly from sewage effluent and, to a lesser degree, from agricultural sources. The eutrophication process accelerated in the 70s, showed dramatic symptoms such as mass development and sporadic blooms of cyanobacteria. The external P-load decreased from an average load of 18 t a^{-1} before 1990 to $0,8 \text{ t a}^{-1}$ in the period 1996 - 2000. Changes and source apportionment of external P-input for lake Scharmützelsee were quantified for the drainage basin using the MONERIS model (Behrendt et al. 2000) for the period 1996 - 2000. Main nutrient input sources are now groundwater and atmospheric deposition. Despite the drastic reduction of external TP-loads, the internal P-release from the sediment persists at a high level and is the main reason for the delay in water quality improvement. For lake Scharmützelsee P-precipitation with Aluminium is recommended as a water restoration method.

Einleitung

Die Anforderungen der seit 2000 geltenden Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL, EU 2000), nach welcher die Oberflächengewässer bis 2015 einen guten ökologischen Zustand erreichen sollen, machten eine Untersuchung zur Bestimmung der aktuellen Phosphoreinträge und der Phosphorretention für den größten See Brandenburgs, den Scharmützelsee, erforderlich (Hämmerling et al., 2003). Mit einem Einzugsgebiet von $127,91 \text{ km}^2$ gehört er nach Mathes et al. (2002) zu den dimiktischen Hartwasserseen des Tieflandes mit kleinem Einzugsgebiet (Typ 13).

14 Jahre nach Beendigung der erheblichen Abwassereinleitung von im Mittel 18 t a^{-1} TP zwischen 1976 und 1990 (Hämmerling, in Vorb.) stellte sich die Frage, ob sich die Phosphorkonzentration im Scharmützelsee im Gleichgewicht mit den aktuellen externen Phosphoreinträgen befindet und welchen Einfluss die P-Rücklösung hat.

Zur Analyse des Einzugsgebietes und zur Kalkulation der punktuellen und diffusen Phosphoreinträge wurde das GIS-gestützte Modell MONERIS (Behrendt et al. 2000) verwendet. Ziel der Untersuchungen ist die Beantwortung der Frage, welche P-Eintragspfade im Einzugsgebiet des Sees die höchsten P-Frachten verursachen und welche Maßnahmen zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes des Sees im Rahmen eines integrativen Flussgebietsmanagements abgeleitet werden können.

Limnologische und geologische Charakterisierung des Scharmützelsees und des Einzugsgebietes

Das Einzugsgebiet des Scharmützelsees liegt ca. 50 km südöstlich Berlins, im Bereich der weichselglazialen Spreeniederung. Eine Zusammenfassung der morphologischen und hydrologischen Charakteristik des Sees zeigt Tab. 1.

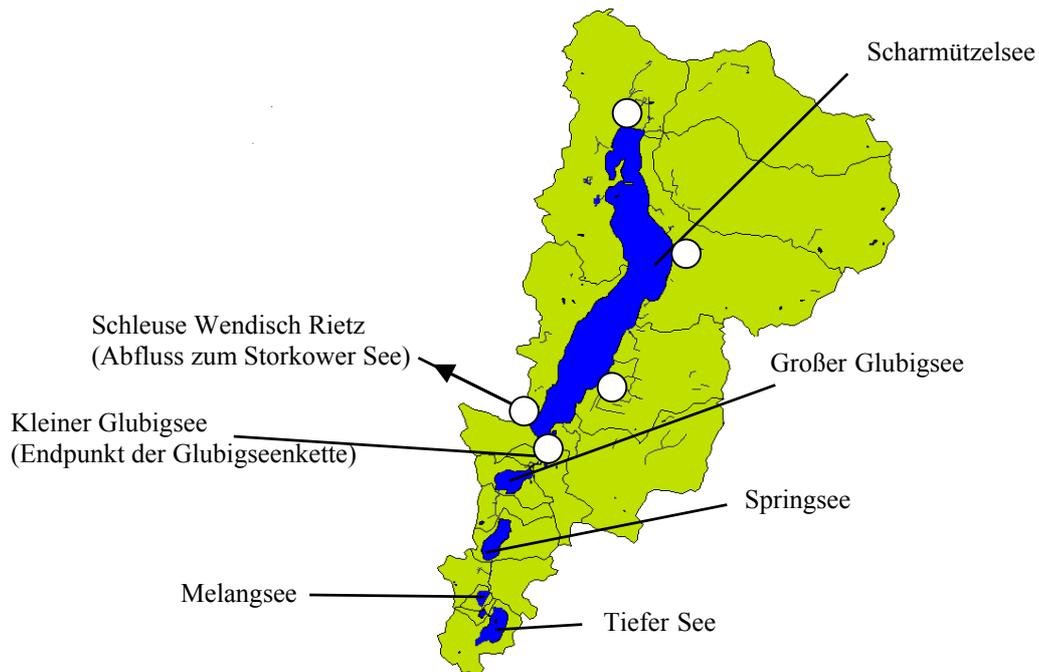


Abb. 1: Einzugsgebiet des Scharmützelsees unterteilt in Teileinzugsgebiete zur P-Eintragskalkulation mit dem MONERIS Modell, Daten des LUA Brandenburg und der Landesvermessung und Geobasisinformation Brandenburg. Die Probenahmepunkte sind mit weißen Kreisen gekennzeichnet.

Tab. 1: Morphologische und hydrologische Charakteristik des Scharmützelsees, Einzugsgebietsgröße und mittlerer Abfluss (MQ) am Pegel Wendisch Rietz Schleuse.

Fläche [km ²]	12,1
Volumen [Mill. m ³]	108,2
maximale Tiefe [m]	29,5
mittlere Tiefe [m]	8,8
MQ - Wendisch Rietz, 1977-2002 [m ³ s ⁻¹]	0,31
mittlere Wasseraufenthaltszeit 1977-2002 [a]	11
Einzugsgebietsfläche [km ²]	127,9

Unabgedeckte weichselkaltzeitliche Schmelzwassersande als Hauptgrundwasserleiter charakterisieren den Bereich des Einzugsgebietes. Die sogenannte Scharmützelrinne wird vorrangig von pleistozänen Schmelzwassersanden randlich des Scharmützelsees eingenommen. Der Grundwasserstand (Grundwasser unter Gelände) liegt zwischen 3,5 und 4,9 m. Generell werden sich diese Werte in etwa an die Wasseroberfläche des Scharmützelsees angleichen (Ziegler 1973). Der Scharmützelsee bildet sein eigenes unterirdisches Einzugsgebiet, wobei die Randbereiche in den See entwässern (VEB WAB Frankfurt/Oder 1981). Die Höhendifferenz zwischen dem Wasserspiegel und den angrenzenden Uferbereichen beträgt bis zu 30 m. Die Landnutzung im Einzugsgebiet (Abb. 2) wird mit 48 % von Ackerflächen dominiert, Waldflächen nehmen 39 %, urbane Flächen 5 % und Wasserflächen 8 % der Einzugsgebietsfläche ein (Statistisches Bundesamt 1998).

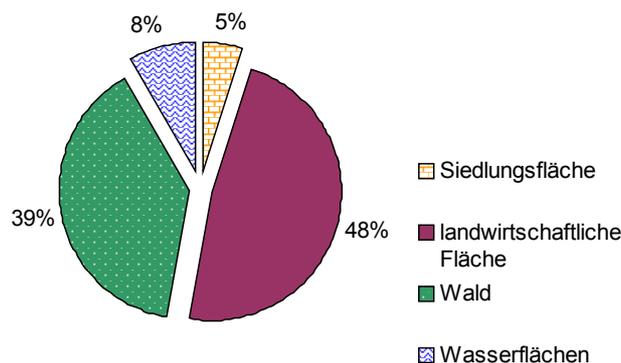


Abb. 2: Landbedeckung im Scharmützelsee-Einzugsgebiet nach CORINE-Landcover (Daten zur Bodenbedeckung der Bundesrepublik Deutschland, Statistisches Bundesamt 1998).

Methoden der Phosphorbilanzierung

Grundlage zur Bestimmung des P-Exports aus dem Scharmützelsee im Untersuchungszeitraum von 1996 bis 2000 waren Abflussdaten des Pegels Wendisch Rietz Schleuse (Abfluss des Scharmützelsee) vom Wasser- und Schifffahrtsamt Berlin und Gewässergütedaten des Landesumweltamtes Brandenburg (LUA). Die Berechnung der P-Einträge erfolgte mit dem Modell MONERIS (Behrendt et al. 2000). Mit diesem Modell können die P-Frachten folgender Eintragspfade kalkuliert werden:

Erosion

Unter Erosion (Bodenerosion) versteht man die Verlagerung von Bodenmaterial entlang der Oberfläche durch Wasser und Wind (Scheffer & Schachtschabel 1992). Durch Wasser verursachte Bodenerosion setzt immer das Vorhandensein von Gefälle voraus. Bodenerosion tritt auf, wenn Niederschläge nicht vollständig oder schnell genug in den Boden infiltrieren und es zu einem bodenabtragenden Oberflächenabfluss kommt. Vorwiegend feinsand- und schluffreiche Böden werden erodiert.

Die Höhe der landwirtschaftlich bedingten Nährstoffeinträge in die Gewässer wird durch zwei Faktorengruppen beeinflusst, zum einen die Standortbedingungen und zum anderen die Art der Bewirtschaftung. Flächenhafte Bodenerosion kann mit Hilfe einer empirischen Schätzgleichung hinreichend genau bestimmt werden. Dazu wird die „Universal Soil Loss

Equation“ (USLE) nach Wischmeier & Smith (1978) bzw. deren an deutsche Verhältnisse angepasste Form, die „Allgemeine Bodenabtragsgleichung“ (ABAG) nach Schwertmann et al. (1987), verwendet.

Die Bedeutung der Erosion in Tieflandregionen ist aufgrund des niedrigeren Gefälles deutlich geringer als in Gebirgsregionen. Nach Angaben der mittelmaßstäbigen Standortkartierung (MMK) 1985 sind in den neuen Bundesländern 27 % des Ackerlandes wasser- und 28 % winderosionsgefährdet. Dabei weisen 50 % der Standorte bereits Degradationserscheinungen (Verschlammung und Erosion) auf (UBA 1994).

Grundwasser

Infiltrierendes Niederschlagswasser kann auf zwei Wegen in die Oberflächengewässer gelangen, zum einen als Basisabfluss und zum zweiten als hypodermischer Abfluss. Der hypodermische Abfluss kann in die Komponente des natürlichen Interflows und der künstlich angelegten Dränage weiter unterteilt werden.

Bei gering dränierten, sandigen Böden, die durch eine hohe Belastung durch Mineraldünger oder Gülle gekennzeichnet sind, muss von hohen P-Einträgen in das Grundwasser ausgegangen werden. Ursache ist die geringe P-Adsorptionsfähigkeit sandiger Böden. Bei einer Ausnutzung von ca. 25 % der P-Adsorptionsfähigkeit dieser Böden können TP-Konzentrationen von bis zu 0,15 mg l⁻¹ im Grundwasser auftreten. Die beschriebenen Verhältnisse finden sich in Holland auf ca. 300 000 bis 400 000 ha der Flächen (Oenema & Roest 1998). Gelbrecht (1996) zeigte im Einzugsgebiet der Dahme, in dem sich auch der Scharmützensee befindet, erhöhte TP-Konzentrationen des Grundwassers von bis zu 0,25 mg l⁻¹ vorwiegend unter hochbelasteten Ackerflächen, Abwasserversickerungsflächen oder degradierten Niedermoorgebieten.

Dränagen

Dränagen wurden und werden vorwiegend in grundwassernahen und stauwassergefährdeten landwirtschaftlichen Flächen angelegt, um eine landwirtschaftliche Nutzung zu ermöglichen. Sie führen zu einem „kurzgeschlossenen“ Wasserkreislauf, da eine Versickerung in Richtung Grundwasser vorzeitig unterbrochen wird und das Sickerwasser nach nur kurzer Bodenpassage wieder in die Oberflächengewässer gelangt. Aufgrund der geringen Sickerstrecke besteht nur kurzzeitig die Möglichkeit der Phosphoradsorption an die Bodenpartikel. Der Phosphoreintrag über Dränagen setzt die Migration des Phosphors im Bodenkörper voraus, wie es vor allem bei intensiv gedüngten landwirtschaftlichen Fläche der Fall ist.

Atmosphärische Deposition

Die atmosphärischen Stoffeinträge werden in die nassen (Regen, Schnee) und trockenen (Gas, Staub) Depositionen unterteilt. Ausschlaggebend bei der Betrachtung der Depositionshöhe sind die Bodennutzung sowie staubemittierende Industrieanlagen. Die Transportstrecke ist abhängig von der Teilchengröße und kann von wenigen Zentimetern bis zu vielen Kilometern betragen. Voraussetzung ist eine entsprechende Windgeschwindigkeit und eine vegetationsarme, trockene und kohäsionsarme Bodenoberfläche (Scheffer & Schachtschabel 1992).

Urbane Flächen

P-Einträge aus urbanen Flächen stammen vorwiegend von Gebäude- und Verkehrsflächen, auf denen es nicht zu einer Infiltration der Niederschläge kommen kann. Anfallendes

Niederschlagswasser wird von diesen Flächen abgeleitet und je nach Infrastruktur vor Ort versickert, einer Trenn- oder Mischkanalisation zugeführt oder in Regensammelbecken gespeichert, um anderweitig verwendet werden zu können. Die Phosphorfracht dieser Flächen resultiert vor allem aus atmosphärischen Emissionen, Straßenabrieb und tierischen Fäkalien.

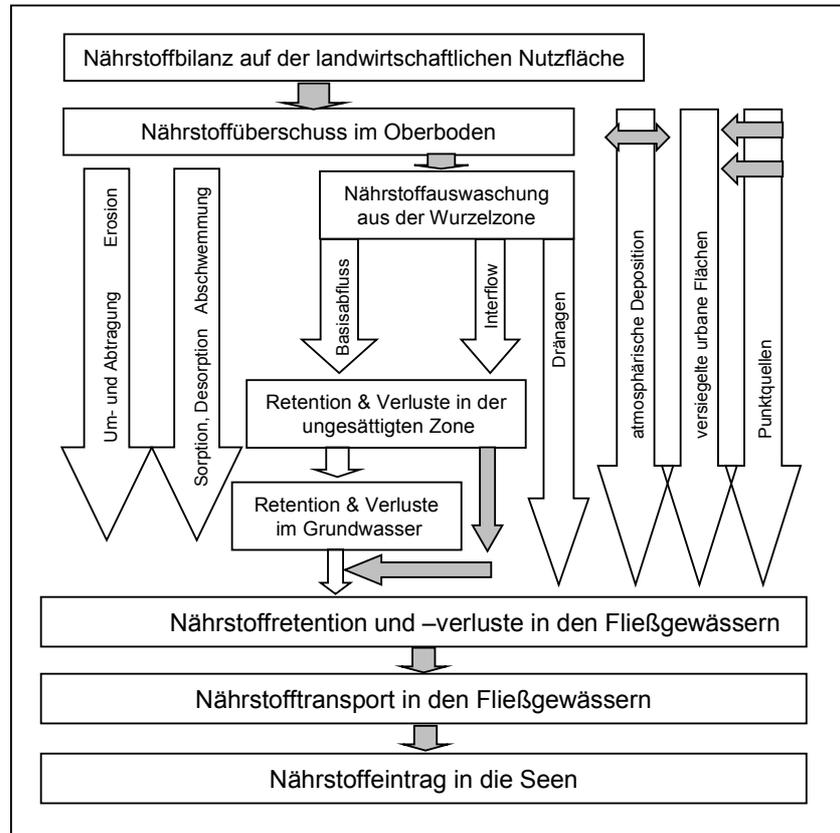


Abb. 3: Grundstruktur der MONERIS-Kalkulation nach Behrendt et al. (2000), leicht verändert.

Eine ausführliche Beschreibung der MONERIS-Methodik findet sich in Behrendt et al. (2000) und Schreiber et al. (2003). Parallel zur Modellierung wurden die Hauptzuflüsse des Sees (Glubigseenkette, Wierichgraben, Waldbach, Seebach, Abb. 1) 14täglich bis monatlich hinsichtlich der TP-Konzentration beprobt. Die Analyse der Proben erfolgte im Labor des Lehrstuhls Gewässerschutz. Es wurde ausschließlich Gesamtphosphor (TP) nach DIN 38405 D 11-8 (DEV 1976-2004) bestimmt. Zur Analyse wurde ein Gerät der Firma MLE vom Typ FIA-LAB II verwendet. Zusätzlich wurden P-Grundwasserkonzentrationen des LUA Brandenburg und des regionalen Wasserversorgers von Messstellen im Einzugsgebiet genutzt, um eine Kontrolle der vom MONERIS Modell berechneten Einträge vornehmen zu können.

Ergebnisse

Die mit dem MONERIS Modell erfolgte Berechnung der Phosphoreinträge über die beschriebenen Eintragspfade erfolgte als Mittelwert der P-Frachten für den Zeitraum 1996 bis 2000 und wird in $t a^{-1}$ angegeben. Aufgrund der hohen Wasseraufenthaltszeit des Sees können sich saisonale biologisch bedingte Schwankungen im Phosphorregime des Wasserkörpers, die sich in den gemessenen Ablaufkonzentrationen widerspiegeln, nur geringfügig auf die P-

Bilanzierung des fünfjährigen Zeitraumes auswirken und somit die langfristigen Veränderungen nur unbedeutend beeinflussen.

Die Abb. 4 zeigt den jeweiligen Anteil der kalkulierten Eintragspfade am Gesamtposphoreintrag von $1,65 \text{ t a}^{-1}$ in das Einzugsgebiet für den Zeitraum 1996 bis 2000.

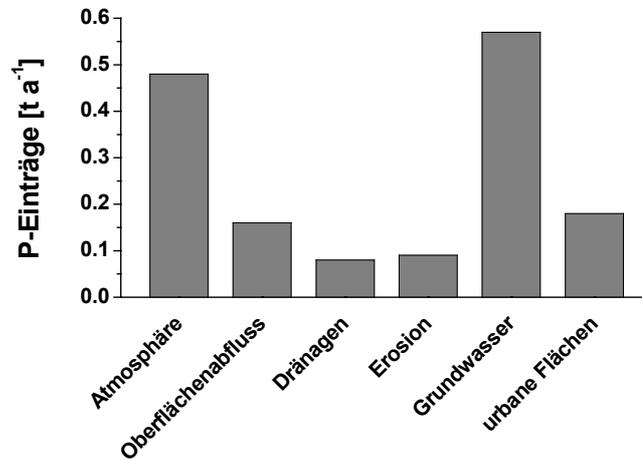


Abb. 4: Phosphoreinträge in das Einzugsgebiet des Scharmützelsees von 1996 bis 2000 im jährlichen Mittel [t a^{-1}].

Die Phosphoreinträge in den Scharmützelsee errechnen sich entsprechend der MONERIS-Methodik aus den P-Einträgen in das Einzugsgebiet ($1,65 \text{ t a}^{-1}$) unter Berücksichtigung unterschiedlicher Retentionsprozesse. Die atmosphärische P-Deposition wird ausschließlich für die Gewässeroberfläche berechnet, für alle anderen Eintragspfade gelten modelleigene Retentionskoeffizienten. Abb. 5 zeigt die resultierenden P-Einträge in den Scharmützelsee aus den einzelnen Teileinzugsgebieten, der Glubigseenkette und der atmosphärischen Deposition.

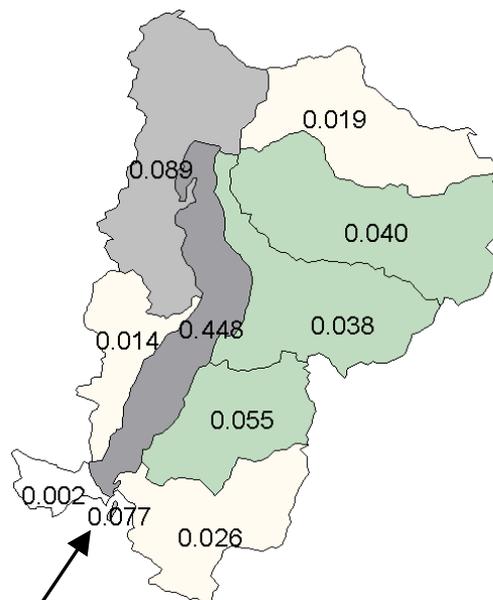


Abb. 5: P-Eintrag auf die Seeoberfläche durch atmosphärische Depositionen ($0,448 \text{ t a}^{-1}$), P-Austrag aus den Teileinzugsgebieten in den Scharmützelsee in [t a^{-1} TP] als Summe aller Eintragspfade und P-Eintrag über den Zufluss der Glubigseenkette im Süden mit einer P-Fracht von $0,077 \text{ t a}^{-1}$ im Zeitraum 1996 bis 2000.

Summarisch ergibt sich unter Berücksichtigung der P-Fracht der Glubigseenkette und der atmosphärischen Deposition für den betrachteten Untersuchungszeitraum ein durchschnittlicher Phosphoreintrag in den Scharmützensee von $0,8 \text{ t a}^{-1}$ bzw. eine Flächenbelastung von $0,067 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Die P-Flächenbelastung hat sich somit von über $1 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ in den 80er Jahren auf einen Wert von $0,067 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ reduziert, der etwa dem mesotrophen Referenzzustand des Sees entspricht (Abb. 6). Die externe P-Fracht in den Scharmützensee reduzierte sich folglich im betrachteten Untersuchungszeitraum im Vergleich zur Mitte der 1980er Jahre um 95 %.

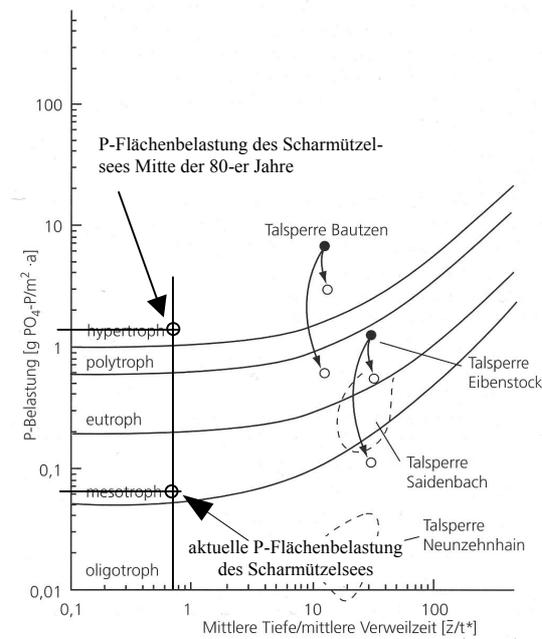


Abb. 6: Trophie Status von Standgewässern nach Uhlmann & Horn (2001), ergänzt mit Scharmützelseedaten.

Wird diese P-Fracht von $0,8 \text{ t a}^{-1}$ auf die Einzugsgebietsfläche bezogen, ergibt sich ein P-Austrag von $6,3 \text{ mg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Das entspricht knapp 10 % der Seeflächenbelastung. Vergleicht man die Ergebnisse der mit dem MONERIS Modell abgeschätzten Einträge und einer Abschätzung auf Grundlage von gemessenen P-Konzentrationen der oberirdischen Zuflüsse und des Grundwassers, so ergeben sich vergleichbare Größenordnungen. Die P-Einträge der oberirdischen Zuflüsse von insgesamt $3,13 \text{ Mill. m}^3 \text{ a}^{-1}$ und einer mittleren P-Konzentration von 54 µg l^{-1} belaufen sich auf $0,17 \text{ t a}^{-1}$. Der Grundwasserpfad mit einem Anteil von 70 % ($6,6 \text{ Mill. m}^3 \text{ a}^{-1}$) am Gesamtzufluss verursacht bei einer mittleren TP-Konzentration von 60 µg l^{-1} einen P-Eintrag in den Scharmützensee von knapp $0,4 \text{ t a}^{-1}$. Wird zu diesen gemessenen P-Einträgen noch die atmosphärische P-Fracht ($0,448 \text{ t a}^{-1}$ nach MONERIS Modell) addiert, ergibt sich eine P-Gesamtfracht von ca. 1 t a^{-1} .

Die Berechnung der P-Retention für den See erfolgt im MONERIS-Modell nach Vollenweider & Kerekes (1982) und beträgt danach 78 %. Daraus ergibt sich ein theoretischer P-Export von $0,178 \text{ t a}^{-1}$, der deutlich unter dem Wert aus den Kalkulationen der gemessenen P-Ablaufkonzentrationen liegt. Der aus den gemessenen P-Konzentrationen kalkulierte P-Export beträgt $1,2 \text{ t a}^{-1}$ als jährlicher Mittelwert im Zeitraum 1996 bis 2000. Die sich daraus ergebende Differenz zwischen dem mit dem MONERIS Modell berechneten theoretischen P-Austrag und dem gemessenen Wert beträgt $1,04 \text{ t a}^{-1}$ bzw. $86,2 \text{ mg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ und stellt den Teil des vom Sediment freigesetzten Phosphors dar, der jährlich exportiert wird. Nach Rücker et al. (2003) beträgt die aus der Zunahme der hypolimnischen SRP-Konzentrationen während

der Sommerstagnation berechnete interne Last im Scharmützelsee zwischen 1995 und 2001 im Mittel $0,56 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Daraus ergibt sich theoretisch eine rückgelöste P-Menge von $6,7 \text{ t a}^{-1}$. Aus der Bilanzierung der ermittelten P-Einträge, der P-Austräge und der Kalkulation der jährlichen P-Rücklösung errechnet sich bei einem gemessenen P-Export von $1,2 \text{ t a}^{-1}$ eine Verringerung der internen jährlichen P-Belastung um ca. 15,5 % pro Jahr unter der Voraussetzung einer annähernd konstanten P-Rücklösungsrate.

Diskussion

In Anbetracht der ermittelten Ergebnisse für die Jahre 1996 bis 2000 kann die Frage "Quelle oder Senke?" eindeutig beantwortet werden: $1,04 \text{ t a}^{-1}$ TP als Differenz zwischen berechnetem und gemessenem P-Export des Sees übersteigt die jährliche eingetragene P-Fracht um 23 %. Damit bestimmen die sehr hohen P-Frachten der Vergangenheit die P-Bilanz des Sees noch 6 bzw. 10 Jahre nach Beendigung der Abwassereinleitung. Nach Sas (1989) ist die Veränderung der P-Retention nach erfolgten Sanierungsarbeiten oder der Verringerung von Stoffeinträgen aus punktuellen Quellen in den negativen Bereich bisher nur bei sehr tiefen Seen beobachtet worden und stellt eher die Ausnahme dar. Der P-Haushalt des Scharmützelsees ist im Untersuchungszeitraum von einem Übergang in einen neuen Gleichgewichtszustand gekennzeichnet, wobei die interne P-Freisetzung die externe P-Fracht deutlich übersteigt und die P-Bilanz des Sees dominiert. Die mit dem Modell MONERIS ermittelte P-Flächenbelastung des Sees von $0,067 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ liegt unter Ausschluss einer internen P-Belastung nach dem Trophie-Status von Standgewässern (Uhlmann & Horn 2001) sowie auch entsprechend der LAWA-Klassifikation nach Morphometrie und potentiell natürlichem Nährstoffeintrag (LAWA 1999) im mesotrophen Bereich (Abb. 6). Die P-Ablauffracht von $0,178 \text{ t a}^{-1}$ ergäbe eine theoretische mittlere P-Konzentration von $17 \mu\text{g l}^{-1}$ im See. Diesem Wert stehen derzeit epilimnische TP-Konzentrationen von etwa $56 \mu\text{g l}^{-1}$ im jährlichen Mittel gegenüber. Der Vergleich der P-Eintragspfade zeigt deutlich die Dominanz der grundwasserbedingten sowie der atmosphärischen P-Einträge. Erosion und Oberflächenabfluss erreichen aufgrund der geringen Höhenunterschiede im Einzugsgebiet nur geringe Bedeutung. Der Anteil der Dränagen ist bedingt durch die sandigen Böden ebenfalls sehr klein.

Aufgrund der ermittelten P-Einträge in den Scharmützelsee, die anhand der Beprobung der Zuflüsse sowie der P-Konzentrationen des Grundwassers bestätigt werden konnten, ist von einer stetigen Verringerung der internen P-Last auszugehen. Eine Abschätzung des Zeitraumes, der für die deutliche Reduzierung der internen P-Last erforderlich wäre, ist aber ohne eine Bestimmung des langjährigen P-Austragspotenzials des Sedimentes nicht möglich. Unveränderte niedrige P-Einträge in den See vorausgesetzt, ist die Verbesserung der Gewässergüte, d.h. eine Senkung der Trophie langfristig zu erwarten. Als Restaurierungsmaßnahme käme nach Schauser et al. (2003) eine P-Fällung mit Aluminiumsalzen in Betracht. Die dadurch erhöhte P-Nettosedimentation würde die Senkung des Trophieniveaus beschleunigen und die in der Seenkette folgenden Gewässer hinsichtlich der zufließenden P-Fracht aus dem Scharmützelsee entlasten. Zusätzlich notwendig wäre der Aufbau eines Einzugsgebietsmanagements, um die P-Einträge unter Beachtung der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie zumindestens auf dem jetzigen Niveau zu stabilisieren oder wenn möglich noch weiter zu senken. Entlastungsmaßnahmen könnten sich nach den ermittelten Ergebnissen auf eine weitere Extensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung im Einzugsgebiet und eine Reduzierung der P-Einträge von urbanen Flächen beschränken. Bei der Auswahl von Entlastungsmaßnahmen sollte im Vorfeld die Kosten-Nutzen-Effizienz ermittelt werden, um auch aus ökonomischer Sicht den optimalen Gewässerschutz zu ermöglichen.

Literatur

- Behrendt, H., Huber, P., Kornmilch, M., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G. & R. Uebe, 2000. Nutrient balances of German river basins. UBA-Texte, 23/2000, 261 pp.
- DEV, 1976-2004. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser, Abwasser- und Schlammuntersuchung. VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim.
- EU (Europäische Union), 2000. Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der EU vom 22.12.2000 (L327/1).
- Gelbrecht, J., 1996. Stoffeinträge in Oberflächengewässer und Stoffumsetzungsprozesse in Fließgewässern der Unteren Spree als Grundlage für Sanierungskonzepte. Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Heft 2
- Hämmerling, R., in Vorb.. Bestimmung der Phosphoreinträge in die Seen des Scharmützelseegebietes, die Auswirkungen auf die seeinterne Phosphorkonzentration, die P-Retention und des P-Exports von 1976 bis 2003 und Erstellung von Szenarien der Trophieentwicklung. (Arbeitstitel), Dissertation, BTU Cottbus.
- Hämmerling, R., Nixdorf, B., Rücker, J., Mischke, U. & A. Kleeberg, 2003. Kann der Scharmützelsee einen guten ökologischen Zustand erreichen? – Analysen zur Gewässergüteentwicklung. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 2003.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (Hrsg.), 1999. Gewässerbewertung - stehende Gewässer. Kulturbuch-Verlag, Berlin.
- Mathes, J., Plambeck, G. & J. Schaumburg, 2002. Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. BTU Cottbus, Aktuelle Reihe 5/2002: 15-23.
- Oenema, O. & C. W. J. Roest, 1998. Nitrogen and phosphorus losses from agriculture into surface waters; the effects of policies and measures in the Netherlands. Wat. Sci. Tech. Vol 37, No. 2, pp. 19-30.
- Rücker, J., Nixdorf, B., Deneke, R., Kleeberg, A. & U. Mischke, 2003. Reaktionen von Seen im Scharmützelseegebiet auf die Reduzierung der externen Belastung, Wasser & Boden, 55/4, 4-10.
- Sas, H., 1989: Lake restoration by reduction of nutrient loading: expectations, experiences, extrapolations. Academia-Verlag Richarz, St. Augustin.
- Schauser, I., Lewandowski, J. & M. Hupfer, 2003. Seeinterne Maßnahmen zur Beeinflussung des Phosphor-Haushaltes eutrophierter Seen – Leitfaden zur Auswahl eines geeigneten Verfahrens, Berichte des IGB, Heft 16.
- Scheffer, F. & P. Schachtschabel, 1992. Lehrbuch der Bodenkunde. W. R. Fischer Verlag, Stuttgart.
- Schreiber, H., Constantinescu, L. T., Cvitanic, I., Drumea, D., Jabucar, D., Juran, S., Pataki, B., Snishko, S., Zessner, M. & H. Behrendt, 2003. Harmonisiertes Emissionsinventar punktförmiger und diffuser Einträge von Stickstoff und Phosphor in ein internationales Gewässereinzugsgebiet. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, Forschungsvorhaben 200 22 232, Bericht.
- Schwertmann, U., Vogl, W. & M. Kainz, 1987. Bodenerosion durch Wasser, Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Statistisches Bundesamt (1998): Daten zur Bodenbedeckung der Bundesrepublik Deutschland.

- UBA (Umweltbundesamt), 1994. Stoffliche Belastung der Gewässer durch die Landwirtschaft und Maßnahmen zu ihrer Verringerung, 2/94, Bericht.
- Uhlmann, D. & W. Horn, 2001. Hydrobiologie der Binnengewässer, Verlag Eugen Ulmer Stuttgart.
- VEB WAB Frankfurt/Oder, 1981. Präzisierte Entwicklungskonzeption der Wasserversorgung und Abwasserbehandlung des Kreises Beeskow. Studie.
- Vollenweider, R. & J. Kerekes, 1982. Eutrophication of waters, monitoring assessment, control. OECD, Paris: 154 pp.
- Wischmeier, W. H. & D. D. Smith, 1978. Predicting rainfall erosions losses – A guide to conservation planning. USDA, Agric. Handbook No. 537.
- Ziegler, 1973. Grobvariantenuntersuchung für die Abwasserbehandlung im Erholungsgebiet Scharmützelsee, Bericht des VEB Ingenieurbüro Rationalisierung Wasserwirtschaft Halle.

Nährstoff- und Sauerstoffdynamik in ausgewählten Gewässern der Scharmützelseeregion im Winter 2002/03 unter Eis

Jacqueline Rücker, Gudrun Lippert, Ingo Henschke & Brigitte Nixdorf

Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Forschungsstelle Bad Saarow, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow, e-mail: j.ruecker@t-online.de

Key words: Winterstagnation, Eisbedeckung, gelöste Nährstoffe, Phosphorrücklösung, Sauerstoffübersättigung

Abstract

Tree lakes of different trophy and morphometry were investigated during the long term ice period in winter 2002/2003. Duration of ice covering lasted 90 to 100 days. We measured following hydrochemical properties under ice: oxygen concentration and saturation, pelagic nutrient dynamics as well as nutrient release from the sediments. The variations of the pelagic oxygen saturation reflected the trophic state of the lakes: 60 und 100 % in the mesotrophic lake Tiefer See, 80-100% in the slightly eutrophic lake Scharmützelsee and saturation of more than 200 % in the polytrophic shallow lake Langer See. The phytoplankton development was neither suppressed nor delayed under ice. In the dimictic lakes oxygen was completely depleted at the bottom of the lakes and dissolved phosphorous was released from the sediment. As a consequence of these P release by reduction processes internal fertilization of the lakes can increase or stabilize the trophic state of the lakes.

Einleitung

Gegenstand der hier vorgestellten Ergebnisse war die Auswirkung der ungewöhnlich langen Eisbedeckung im Winter 2002/2003 (90 bis 100 Tage) auf die hydrochemischen Bedingungen als Grundlage für die Phytoplanktonentwicklung in Gewässern der Scharmützelseeregion (s. Nixdorf & Rücker, dieses Heft). Am Beispiel von drei morphometrisch und trophisch unterschiedlichen Seen werden ausgewählte Aspekte zur Entwicklung des O₂-Haushaltes, der Nährstoffdynamik und P-Rücklösung unter Eis vorgestellt. Diese Ergebnisse sollen dazu beitragen, das unterschiedliche chemische Verhalten von eisbedeckten Seen entlang eines Trophiegradienten zu beschreiben sowie Mechanismen der Planktonsukzession im Winter und Frühjahr abzuleiten. Ein weiterer Hintergrund für diese Untersuchungen ist somit, die Auswirkungen veränderter Klimabedingungen auf die Startbedingungen des Phytoplanktons in den unterschiedlichen Seetypen im Frühjahr und Sommer abzuschätzen.

Untersuchungsgewässer

Die Untersuchungen wurden an zwei dimiktischen Seen, dem eutrophen Scharmützelsee (SCH) und dem mesotrophen Tiefen See (TIE), sowie dem polymiktischen, polytrophen Langen See (LAN) durchgeführt. Wichtige morphometrische und trophische Daten dieser drei Seen sind in Tab. 1 zusammengefasst.

Tabelle 1: Morphometrische und trophische Parameter der untersuchten Seen (Spannbreite der Jahresmittelwerte von 1994-2003)

	Tiefer See (TIE)	Scharmützelsee (SCH)	Langer See (LAN)
Fläche [km²]	0,6	12,1	1,6
Volumen [10⁶ m³]	7,0	108,2	3,3
Max. Tiefe [m]	22,9	29,5	3,8
Mittl. Tiefe [m]	11,2	9,0	2,1
Sichttiefe [m]	4.9 – 6.5	1.5 – 3.2	0.6 – 0.9
Chlorophyll a [$\mu\text{g l}^{-1}$]	3 – 5	13 – 31	76 – 99
TP [$\mu\text{g l}^{-1}$]	16 – 25	49 – 79	72 – 125
SRP [$\mu\text{g l}^{-1}$]	2 – 9	12 – 25	8 – 22
SRSi [$\mu\text{g l}^{-1}$]	488 – 945	250 – 521	1752 – 4263
NO₃-N [$\mu\text{g l}^{-1}$]	6 – 31	55 – 163	17 – 120
NH₄-N [$\mu\text{g l}^{-1}$]	25 – 227	31 – 189	52 – 233

Methodik

Tiefenprofile von Temperatur, pH, Redoxpotential, Leitfähigkeit, O₂-Konzentration und – Sättigung und Chl a-Fluoreszenz wurden mit einer Multiparametersonde (HYDROLAB H20) bzw. Fluoreszenzsonde von HAARDT in 14tägigem Abstand an der tiefsten Stelle der Gewässer aufgenommen. Die Probenahmen für die Nährstoff- und Chlorophyllanalytik fanden in der Regel monatlich statt, wobei das Untersuchungsprogramm zwischen Mitte Dezember 2002 und März 2003 intensiviert wurde. Die Analyse von gelösten (SRP, NH₄-N, SRSi) und Gesamtnährstoffkonzentrationen (TN, TP) sowie Chlorophyll a erfolgten in der Regel nach Standardmethoden DEV (1986-1998) an volumengewichteten Mischproben des Epilimnions bzw. der gesamten Wassersäule während der Vollzirkulation. Sulfid wurde nach der Methode von Rohde & Nehring (1979) bestimmt (vgl. Lippert et al., dieses Heft). Die Berechnung von freiem Schwefelwasserstoff erfolgte nach Kleeberg (1997). Unter Eis wurde die Beprobungstiefe an Hand des Sauerstoff- und Chl a-Fluoreszenzprofils festgelegt. Phosphorrücklösungsraten (PRR) in den beiden dimiktischen Seen wurden nach Kleeberg & Lippert (1997) aus Vertikalprofilen der SRP-Konzentrationen berechnet.

Ergebnisse und Diskussion

Sauerstoffverhältnisse in den Seen unter Eis

Mitte Dezember 2002 bildete sich eine geschlossene Eisdecke auf allen Seen in der Scharmützelseeregion, wobei der Zeitpunkt der vollständigen Eisbedeckung entsprechend ihrer zunehmenden Größe und Tiefe um etwa 1 Woche differierte (LAN ab 10.12.2002, TIE 14.12.2002, SCH 16.12.2002). Während die Herbstzirkulation im Scharmützelsee am 07.11.2002 vollständig war, hatte sie im Tiefen See aufgrund der geringeren Windexposition wahrscheinlich erst unmittelbar vor der Eisbildung den Gewässergrund erreicht. Damit konnte der Scharmützelsee etwas länger als einen Monat mit Sauerstoff bis zum Grunde belüftet werden, während der Tiefe See durch die Eisbedeckung von der Sommerstagnation mit einer chemisch sehr kurzen „Verschnaufpause“ in die Winterstagnation überging. Im Verlauf der lang anhaltenden Winterstagnation kam es in beiden Seen zu einer vollständigen Aufzehrung des Sauerstoffes über dem Sediment. Die Anoxie über Grund war im Tiefen See bereits wieder ab 15.01.03, im Scharmützelsee erst ab 17.02.03 nachweisbar. Auf Grund der anoxi-

schen Bedingungen über dem Sediment kam es in beiden dimiktischen Seen zur Bildung von Schwefelwasserstoff. Im Tiefen See wurde am 15.01.03 eine Sulfidkonzentration von $0,25 \text{ mg l}^{-1} \text{ S}^{2-}$ in 22 m Tiefe gemessen. Das entsprach $0,014 \text{ mg l}^{-1} \text{ H}_2\text{S}$. Bis zum Ende der Eisbedeckung stieg die Sulfidkonzentration auf Werte um $3 \text{ mg l}^{-1} \text{ S}^{2-}$ bzw. $0,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ H}_2\text{S}$ über Grund an. Der Schwefelwasserstoff hatte sich bis in eine Tiefe von 16,5 m ausgebreitet. Im Scharmützelsee wurden zwar keine Sulfidbestimmungen durchgeführt, jedoch kann auf Grund der Vertikalprofile des Redoxpotentials davon ausgegangen werden, dass es auch in diesem See ab Mitte Februar zur Schwefelwasserstoffbildung kam. Das wurde durch die Feststellung von Schwefelwasserstoffgeruch am 17.02.03 ab 25 m und am 27.03.03 ab 23 m Tiefe bestätigt.

Isoplethen der O_2 -Sättigung sind für den Scharmützelsee in Abb. 1, für den Tiefen See in

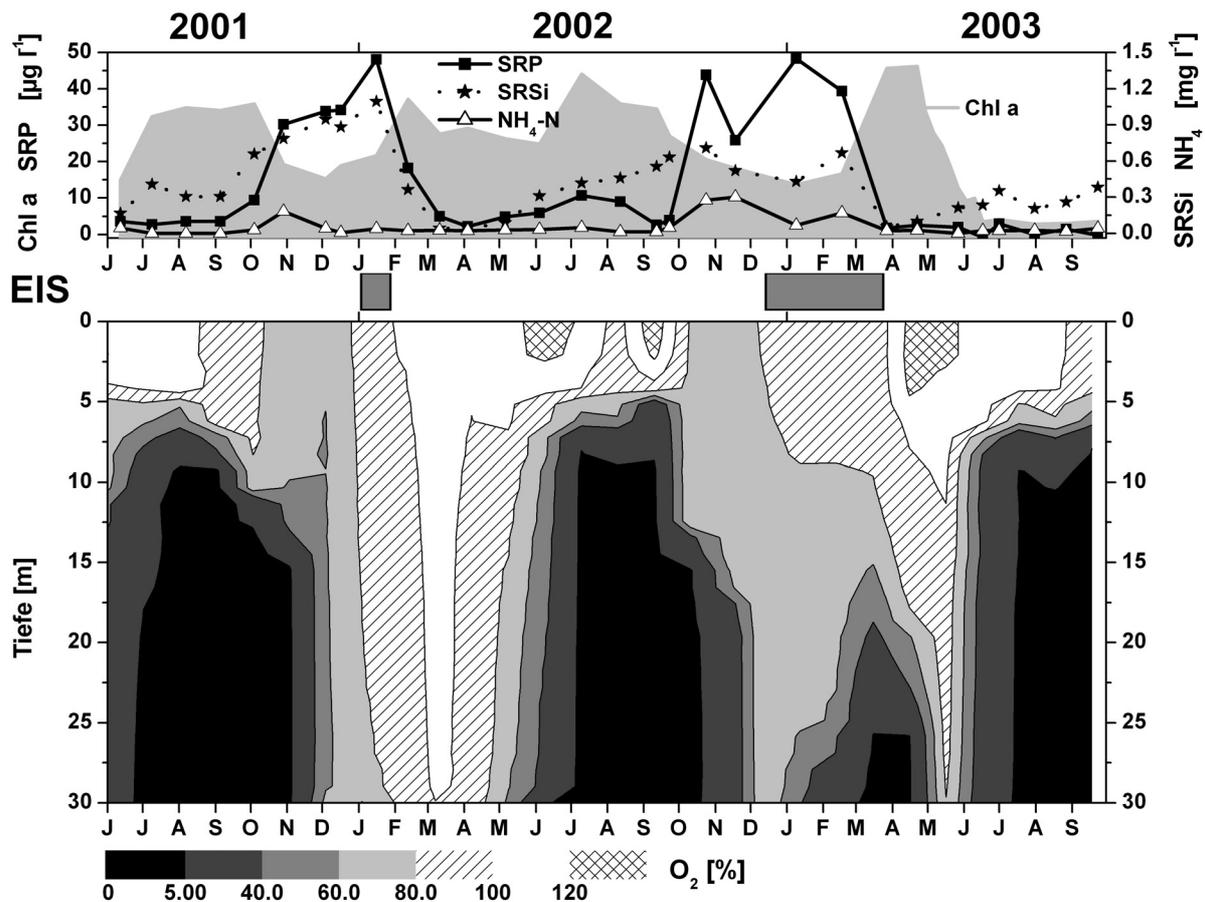


Abbildung 1: Konzentrationsverlauf von Chlorophyll a- (Chl a), gelöstem Phosphor (SRP), Silikat (SRSi) und Ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$) (oben) sowie Isoplethen der Sauerstoffsättigung (unten) von Juli 2001 bis September 2003 im Scharmützelsee. Die grauen Flächen zwischen den Teilbildern markieren die Zeiten der Eisbedeckung.

Abb. 2 dargestellt. In den oberen Schichten aller Seen entwickelte sich ab Februar die Frühjahrsblüte des Phytoplanktons, die unabhängig von der Eisbedeckung ihr Maximum im März erreichte. Infolge der Primärproduktion wurden in den oberen Wasserschichten des eutrophen Scharmützelsees Sauerstoffsättigungen zwischen 80 und 100 % erreicht. Im Tiefen See fielen die Werte mit 60 – 100 % entsprechend der geringeren Trophie etwas niedriger aus. Für beide Seen kann aus diesen Werten geschlossen werden, dass die Primärproduktion

unter Eis die O_2 -Zehrungsprozesse nicht kompensieren konnte und damit leichte Untersättigungen auftraten.

Im Langen See führte die Eisbedeckung ebenfalls zur Ausbildung von Temperatur- und Sauerstoffgradienten (Abb. 3). Die Frühjahrsblüte der Algen entwickelte sich unter dem Eis

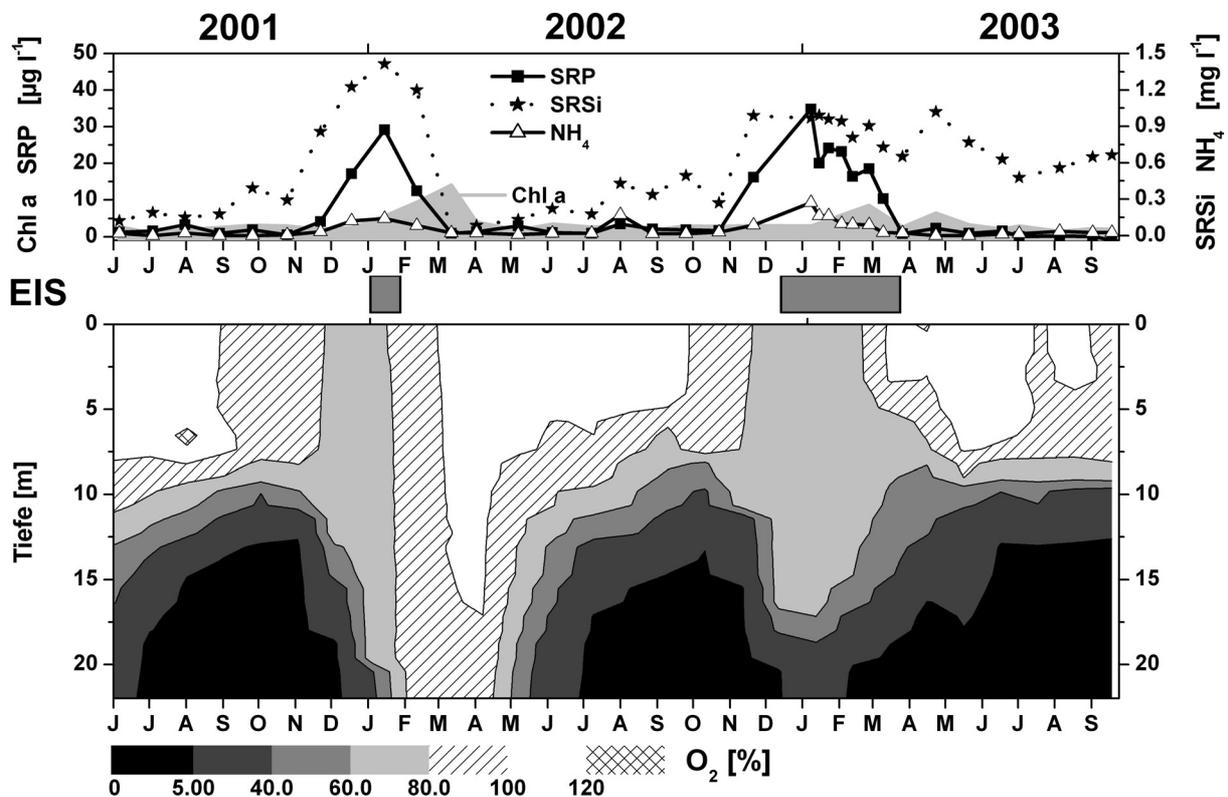


Abbildung 2: Konzentrationsverlauf von Chlorophyll a- (Chl a), gelöstem Phosphor (SRP), Silikat (SRSi) und Ammonium (NH_4 -N) (oben) sowie Isoplethen der Sauerstoffsättigung (unten) von Juli 2001 bis September 2003 im Tiefen See. Die grauen Flächen zwischen den Teilbildern markieren die Zeiten der Eisbedeckung.

und erreichte mit $89 \mu g l^{-1}$ Chl a (Mischprobe) am 03.03.03 die gleiche Größenordnung wie in anderen Jahren. Im Bereich des Chlorophyllmaximums wurden jedoch weit höhere Werte gemessen (z.B. $130 \mu g l^{-1}$ Chl a in 30 cm Tiefe am 19.02.03). Durch die intensive Primärproduktion kam es zum Ende der Eisphase (21.03.03) zu Sauerstoffübersättigungen von mehr als 200 % (vgl. Nixdorf & Rücker, dieses Heft).

Dynamik der gelösten Nährstoffe unter Eis

Im Scharmützelsee hatte die herbstliche Vollzirkulation die Einmischung der aus dem Sediment freigesetzten gelösten anorganische Phosphate und des Ammoniums zur Folge. Im Oktober/November wurden maximale Konzentrationen von etwa $40 \mu g P l^{-1}$ SRP und $0,3 mg l^{-1}$ NH_4 -N gemessen. Die Siliziumkonzentration ist im Scharmützelsee immer auf einem niedrigen Niveau und betrug im Herbst 2002 etwa $0,6 mg l^{-1}$ SRSi. Diese Konzentrationsbereiche veränderten sich trotz einiger Schwankungen über den Winter kaum (Abb. 1). Die Chl a- Konzentration mit Werten um $20 \mu g l^{-1}$ ist zwar für die Winterperiode relativ hoch, verändert sich aber bis Februar nicht und scheint das Ergebnis geringer

Primärproduktion zu sein. Erst Mitte Februar setzt ein intensives Wachstum des Phytoplanktons unter Eis ein. Dieses Phänomen wird durch die Erhöhung der Primärproduktion ebenfalls bestätigt (Nixdorf & Rücker, dieses Heft). Auslöser dafür ist in diesem Fall das Unterwasserlicht, das den Schwellenwert für Lichtlimitation von $3 \text{ E m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (nach Reynolds et al. 2002, s. Nixdorf et al. 2003) von diesem Zeitpunkt an deutlich überschreitet. Nun werden auch die gelösten Nährstoffe durch die Phytoplanktonbiomasse sehr rasch aufgezehrt: SRP sinkt innerhalb eines Monats, von Anfang März bis Anfang April, von $40 \mu\text{g P l}^{-1}$ auf Werte um $3 \mu\text{g P l}^{-1}$. SRSi zeigte zu dieser Zeit ebenfalls einen starken Abfall von 665 auf $53 \mu\text{g l}^{-1}$ SRSi. Die Chl a-Konzentration verdoppelt sich auf über $40 \mu\text{g l}^{-1}$ und das Phytoplankton gerät im Mai in eine Nährstofflimitation, was ein langanhaltendes Klarwasserstadium einleitet.

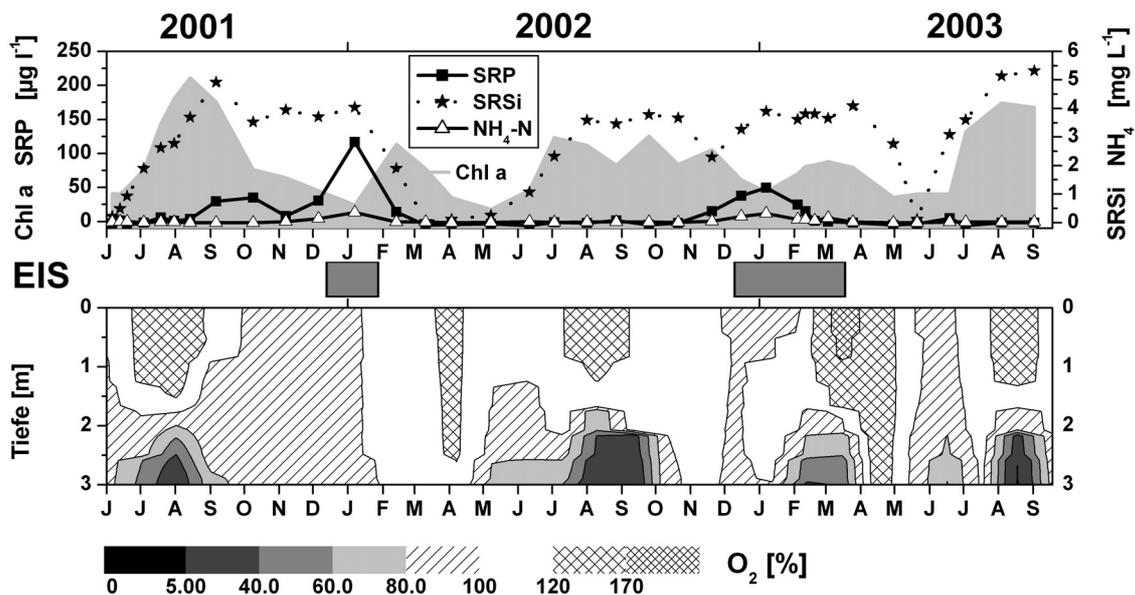


Abbildung 3: Konzentrationsverlauf von Chlorophyll a- (Chl a), gelöstem Phosphor (SRP), Silikat (SRSi) und Ammonium (NH₄-N) (oben) sowie Isoplethen der Sauerstoffsättigung (unten) von Juli 2001 bis September 2003 im Langen See. Die grauen Flächen zwischen den Teilbildern markieren die Zeiten der Eisbedeckung.

Die verspätete Einmischung der während der Sommerstagnation freigesetzten Nährstoffe führt zu einem ebenfalls späten Maximum der gelösten Nährstoffe im Tiefen See (Abb. 2). Für die Konzentration an SRP sind das in diesem mesotrophen See etwa $35 \mu\text{g l}^{-1}$ im Januar 2003 und knapp 1 mg l^{-1} SRSi. Das Diatomeenwachstum setzt in diesem See schon Mitte Januar unter Eis ein und hat eine beständige Abnahme der gelösten Nährstoffe zur Folge. Ende Februar wird ein Phytoplanktonmaximum von knapp $10 \mu\text{g l}^{-1}$ Chl a erreicht. Danach sinkt die Biomasse bis zum Ende der Eisperiode (24.03.03) auf $3 \mu\text{g l}^{-1}$ Chl a ab. Da noch genügend gelöstes Silizium verfügbar ist ($0,6 \text{ mg l}^{-1}$ SRSi), SRP jedoch auf $1,8 \mu\text{g l}^{-1}$ absinkt, wurde das Algenwachstum unter Eis vermutlich durch das Phosphor-Dargebot limitiert. Auch nach Eisaufbruch bleibt die SRP-Konzentration bis in den Herbst hinein an der Nachweisgrenze. Eine mögliche Erklärung dafür ist, dass im Gegensatz zum Scharmützelsee auch die Frühjahrsvollzirkulation im Tiefen See 2003 unvollständig blieb, so dass der Nährstoffnachschub aus dem Hypolimnion unterbrochen war.

Die saisonale SRP-Dynamik im polymiktischen und polytrophen Längen See ist von Maxima in der Winterperiode zwischen 50 und 100 $\mu\text{g l}^{-1}$ SRP gekennzeichnet (Abb. 3). Das gelöste SRSi ist auf einem vergleichsweise höherem Konzentrationsniveau um 4 mg l^{-1} und gerät meist nach der Frühjahrsmassenentwicklung von Diatomeen kurzzeitig in limitierende Bereiche. Wie im Scharmützelsee setzt auch im Längen See im Februar 2003 ein intensives Phytoplanktonwachstum unter Eis ein, das durch eine hohe Primärproduktion gekennzeichnet ist. Der gelöste Phosphor wird sehr schnell bis März in Biomasse überführt. Er sinkt von 57 $\mu\text{g l}^{-1}$ SRP im Januar auf 10 $\mu\text{g l}^{-1}$ im Februar und verharrt dann auf einem geringen Konzentrationsniveau von wenigen $\mu\text{g l}^{-1}$ SRP bis in den Herbst. Ein Anstieg der Ammoniumkonzentration ist im Längen See vor allem unter Eis festzustellen. Sie erreicht sowohl 2002 als auch 2003 Werte um 0,3 mg l^{-1} $\text{NH}_4\text{-N}$.

Phosphorfreisetzung aus den Sedimenten während der Eisbedeckung

Mit der Anoxie über Grund waren in beiden dimiktischen Seen die Bedingungen zur reduktiven Phosphorfreisetzung aus dem Sediment gegeben (Abb. 4). Die Phosphorrücklösungsraten unter Eis waren jedoch deutlich geringer als die Freisetzungsraten während

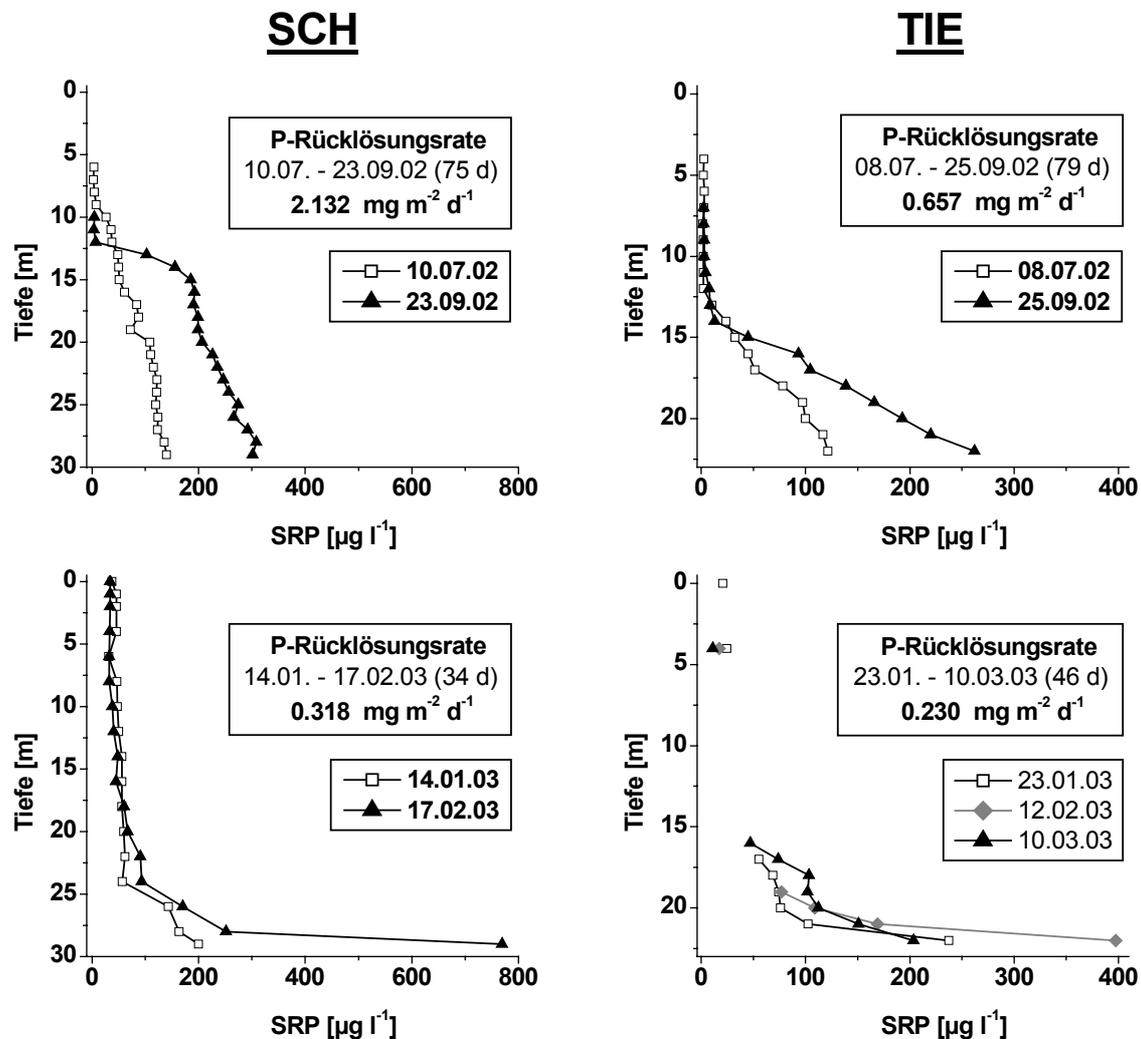


Abbildung 4: Vertikalprofile der Konzentration des gelösten Phosphors im Scharmützelsee (links) und Tiefen See (rechts), jeweils während der Sommerstagnation 2002 (oben) und der Winterstagnation 2002/2003 (unten)

der Sommerstagnation, die aus der hypolimnischen SRP-Konzentration zwischen Juli und September 2003 bestimmt wurden. Im Tiefen See wurde nur 1/3, im Scharmützelsee nur 1/7 der sommerlichen P-Freisetzung erreicht. Ursache dafür ist die geringere Dauer der Winterstagnation, so dass sich SRP-Gradienten nur in einem kleineren Teil der unteren Wassersäule einstellen konnten. Die SRP-Konzentrationen waren jedoch ähnlich hoch wie im Sommer, was dafür spricht, dass die Intensität der reduktiven Rücklösung im Winter vergleichbar mit der während der Sommerstagnation ist.

Auch in dem Flachsee konnte am 11.02.03 eine Zunahme der SRP-Konzentration über Grund festgestellt werden. Die Konzentrationen waren jedoch wesentlich geringer als in den dimiktischen Seen. Auffällig ist die hohe Gesamt P-Konzentration, die vor allem partikulär in Algen gebunden ist (Abb. 5).

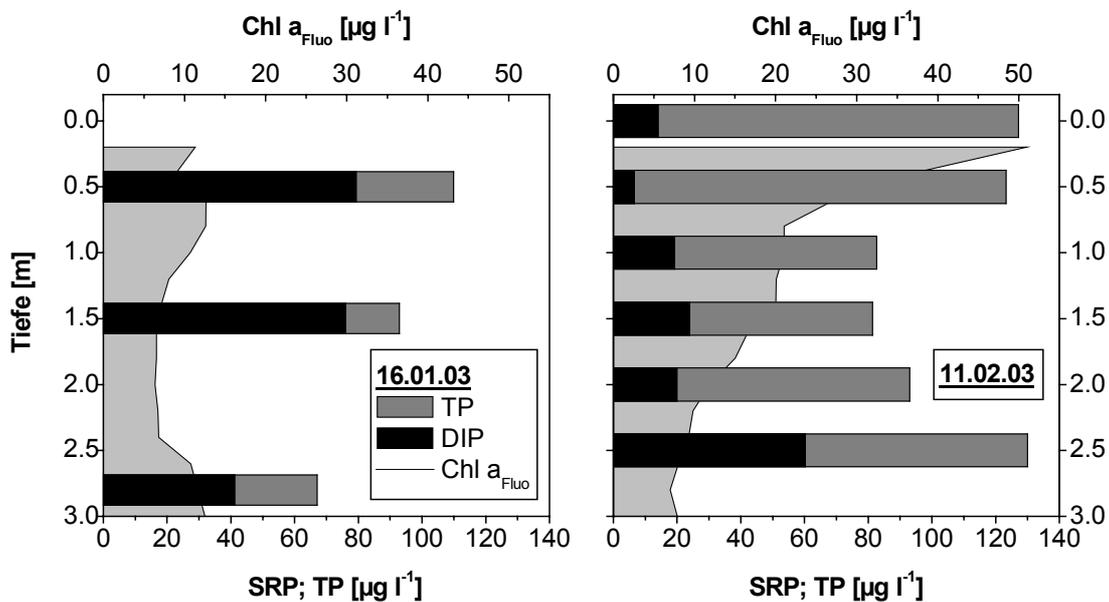


Abbildung 5: Konzentrationen von gelöstem (SRP) und Gesamtphosphor (TP) sowie Vertikalprofil der Chlorophyll a-Fluoreszenz im Langen See an zwei Terminen im Winter 2002/2003 unter Eis.

Schlussfolgerung/Zusammenfassung

Die Eisbedeckung der Seen verhinderte in keinem Fall die Entwicklung von Frühjahrsmaxima des Phytoplanktons unter Eis. Die Chlorophyllkonzentrationen waren etwa genau so hoch wie in bzw. nach eisfreien Wintern. Das Wachstum des Phytoplanktons führte zu einer Verarmung an Nährstoffen und im Falle des Tiefen Sees zum Zusammenbruch der Algenentwicklung bereits vor Eisaufruch. Die Trophie als Intensität der Primärproduktion (Elster 1958) spiegelte sich in der photosynthetischen Aktivität der Algenbiomasse und in Sauerstoffsättigungen zwischen 60 und 100 % (mesotropher Tiefer See), 80 – 100 % (eutropher Scharmützelsee) und über 200 % (hypertropher Langer See) wider.

Am Gewässergrund kam es während der Winterstagnation in den beiden dimiktischen See zu einer vollständigen Aufzehrung des Sauerstoffes, zur Bildung von Schwefelwasserstoff und zur reduktiven Phosphorfreisetzung. Über diese interne Düngung kann eine lange Eisbedeckung zu einer Erhöhung bzw. Stabilisierung der Trophie beitragen. Bleiben auf

Grund besonderer morphometrischer und topographischer Verhältnisse bei früh einsetzender und langanhaltender Eisbedeckung sowohl die Herbst- als auch die nächstfolgende Frühjahrszirkulation unvollständig, gelangt der im Hypolimnion akkumulierte Phosphor erst im übernächsten Jahr in die oberen Wasserschichten. Im Tiefen See könnte sich daher die ungewöhnlich lange Eisbedeckung des Winters 2002/2003 durch ein verstärktes Phytoplanktonwachstum für 2004 widerspiegeln.

Danksagung

Die Autoren danken ganz herzlich Wolfgang Terlinden für die Unterstützung bei der Probenahme sowie Tina Hanke, Ute Abel und Conny Tahedl für die zuverlässige Arbeit im Labor.

Literatur

- DEV (Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung), 1976-1998: Schlammuntersuchung. Verlag Chemie, Weinheim, D11, E5, D9, C9, E1, H7.
- Elster, H.-J., 1958: Das limnologische Seentypensystem, Rückblick und Ausblick. Verh. int. Ver. Limnol. 13: 101-120.
- Kleeberg, A., 1997: Interactions between benthic phosphorous release and sulfur cycling in lake Scharmützelsee (Germany). Water Air and Soil Pollution 99: 391-399.
- Kleeberg, A. & Lippert, G., 1997: Die benthische Phosphorfreisetzung in Seen des Scharmützelseegebietes mit sommerlichem anoxischen Hypolimnion. In R. Deneke & B. Nixdorf (Hrsg.), Gewässerreport (Nr. 5). BTU Cottbus. Aktuelle Reihe 5/97: 99-108.
- Lippert, G., Herold, I., Heckemann, H.-J. & Stadler, B., 2004: Methodenvergleich zur Sulfidbestimmung in Gewässern sowie Untersuchungen zur Haltbarkeit konservierter Proben und Matrixeinflüssen. In J. Rücker & B. Nixdorf (Hrsg.), Gewässerreport Nr. 8. BTU Cottbus. Aktuelle Reihe 3/04: 119-132.
- Nixdorf, B. & Rücker, J., 2004: Unterwasser-Lichtklima und Sauerstoffhaushalt unter Eis im Winter 2002/2003 in eutrophen Seen des Scharmützelseegebietes. In J. Rücker & B. Nixdorf (Hrsg.), Gewässerreport Nr. 8. BTU Cottbus. Aktuelle Reihe 3/04: 53-60.
- Nixdorf, B., Mischke, U. & Rücker, J., 2003: Phytoplankton assemblages and steady state in deep and shallow eutrophic lakes - an approach to differentiate the habitat properties of Oscillatoriales. - Hydrobiologia 502: 111-121.
- Reynolds, C., Huszar, V.L.M., Kruk, C., Naselli-Flores, L. & Melo, S., 2002: Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. - J. Plankton Res. 24 (5): 417-428.
- Rohde, K.-H. & Nehring, D., 1979: Ausgewählte Methoden zur Bestimmung von Inhaltsstoffen im Meer- und Brackwasser. Reihe IV/27, Physik der flüssigen Erde. Hrsg.: Nationalkomitee für Geodäsie und Geophysik der Akademie der Wissenschaften der DDR, Berlin.

Monitoring der Eisbedeckung im Scharmützelseegebiet und Bestimmung ihres Einflusses auf das Unterwasserlichtdargebot

Jacqueline Rücker & Ingo Henschke

Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Forschungsstelle Bad Saarow, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow, E-Mail: j.ruecker@t-online.de

Key words: Eisbedeckung, Eisarten, Lichttransmission von Eis, Unterwasserlicht, Lichtmessung

Abstract

The ice coverage on lakes in the region of lake Scharmützelsee, NE Germany was monitored from 1994 to 2004. Deep lakes were not covered by ice during winter 1994/95. In the other years, the duration of ice cover varied between 5 and 141 days as a maximum in 1995/96. The maximum thickness of ice recorded was 51 cm in the strong winter 1995/96. According to the lake volume, shallow lakes usually freeze one month earlier than the deep dimictic lakes. The time of the ice break varies only for some days between the lakes. The light intensity under ice was measured in three different configurations: i) open ice hole, ii) ice hole closed by the cut out ice cube and iii) with an 2 x 2 meters angle holding the light probe. The light attenuation by the ice cover was calculated from the light intensity in the open ice hole and below the ice. The transmittance of the ice cover ranged between 90 % in clear ice phases and 15 % under the ice with few centimetres of snow. The light attenuation was more dependent on the ice quality and snow cover than on ice thickness. The measurement of light intensity downwards in the water is influenced by the light incoming through the open hole up to a depth of 1 meter. For that reason, the usage of an angle holding the light probe is recommended. This allows measurements of light intensity in 2 m distance from the ice hole under the undisturbed ice and snow cover.

Einleitung

In diesem Beitrag werden erstmalig die im Laufe der vergangenen 10 Jahre gesammelten Daten über die Eisbedeckung der Seen im Scharmützelseegebiet zusammengetragen und die Erfahrungen zur Lichtmessung unter Eis zusammengefasst. Ausgehend von den Untersuchungen während des strengen Winters 1995/96 (Wiedner & Nixdorf, 1998), war es Gegenstand unserer Kampagne im Winter 2002/03, die Auswirkungen einer ungewöhnlich langen Eisbedeckung (80 bis 100 Tage) auf die hydrochemischen und hydrophysikalischen Bedingungen sowie die Phytoplanktonentwicklung in Gewässern der Scharmützelseeregion (Brandenburg) zu erfassen. Im Mittelpunkt steht dabei die möglichst genaue Bestimmung des Unterwasserlichtdargebotes als eine essentielle Voraussetzung für die Abschätzung der Primärproduktionskapazität und die Kausalanalyse der Phytoplanktonentwicklung unter Eis (vgl. Nixdorf & Rücker, dieses Heft). Dazu wurden drei verschiedene Messanordnungen zur Bestimmung der Lichtschwächung im Wasser unter Eis sowie durch die Eis- und Schneedecke miteinander verglichen. Ein Resultat der Kampagne ist die technische Optimierung des sogenannten „Eiswinkels“, eines Gestänges zur Befestigung der Lichtsonde, das die Messung des Unterwasserlichtes unter Eis in 2 Meter Entfernung vom Eisloch, also unter ungestörten Bedingungen, erlaubt.

Untersuchungsgewässer

Die Eisbedeckung wird während des Winters auf allen Seen, die Bestandteil des Monitoringprogramms sind, (vgl. Rücker, dieses Heft) regelmäßig erfasst. Die methodischen Untersuchungen zur Bestimmung des Unterwasserlichtes wurden jeweils zu Jahresbeginn 2003 und 2004 durchgeführt. Dabei wurden die Transmissionseigenschaften des Eises unabhängig von der Morphometrie und Trophie der Seen zusammengefasst.

Material und Methoden

Im Winter werden die Untersuchungsgewässer auch zwischen den 14tägigen bis monatlichen Probenahmen angefahren, um vom Ufer aus die Eis- und Schneebedeckung zu kontrollieren. Die Genauigkeit der Angabe der Dauer der Eisbedeckung beträgt ca. 1 Woche, da die Seen zwar häufiger als sonst, aber nicht täglich angefahren wurden. Das Öffnen des Eises erfolgt in der Regel mit Hilfe einer Motorkettensäge. Dabei wird ein dreieckiges Loch mit ca. 40 cm Kantenlänge aus dem Eis herausgesägt. An Hand des ausgesägten Klotzes wird dann die Konsistenz und Dicke des Eises bestimmt.

Zur Messung des Unterwasserlichtes dienen zwei sphärische Licor-Sensoren, die in 39 cm Abstand zueinander angeordnet sind. Die Lichtsonde wird in 0,5-m-Schritten heruntergelassen. Der vertikale Attenuationskoeffizient (k) einer bestimmten Wasserschicht wird aus den Messsignalen, die mit den beiden Sensoren zur gleichen Zeit aufgenommen werden, berechnet.

Für die Bestimmung der Lichtschwächung durch die Eis- und Schneedecke wurden die Messungen in drei verschiedenen Anordnungen durchgeführt, deren Ergebnisse verglichen werden: 1) Messung im „offenen Eisloch“, 2) Messung im Eisloch, das mit dem ausgesägten Eisklotz wieder verschlossen wurde („verschlossenes Eisloch“). Bei vorhandener Schneeeauflage wurde versucht, diese wiederherzustellen und 3) wurde die Licor-Sonde an einem 2 x 2 m großen Metallwinkel befestigt, der die Lichtmessung in 2 m Entfernung vom Eisloch, also unter ungestörter Eis- und Schneedecke, ermöglicht („Eiswinkel“). In Abbildung 1 sind Prinzipskizzen der drei Messanordnungen dargestellt.

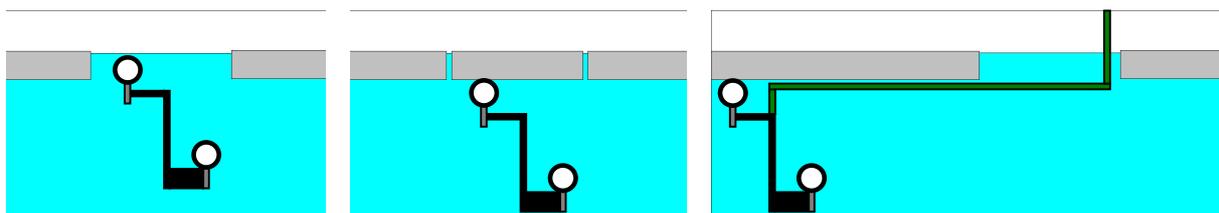


Abbildung 1: Messanordnungen zur Bestimmung der Lichtschwächung im Wasser sowie durch Eis- und Schneedecke auf den Seen: links: „offenes Eisloch“, Mitte: durch Wiedereinbringen des herausgesägten Eisklotzes „verschlossenes Eisloch“, rechts: Messung mit dem „Eiswinkel“.

Da die Lichtsonde nicht mit einem Drucksensor zur Bestimmung der Wassertiefe ausgerüstet ist, wird die Tiefe manuell vom Probennehmer eingestellt. Der seit 1996 eingesetzte einfache Winkel hatte den Nachteil, dass kleine Abweichungen von der rechtwinkligen Position beim Halten des Gestänges zu größeren Abweichungen in der Tiefe der Sonde am anderen Ende des Winkels führten. Da die Lichtintensität unter Wasser exponentiell abfällt, haben folglich

kleine Fehler in der vertikalen Positionierung eine erhebliche Auswirkung auf die gemessenen Lichtwerte. 2004 wurde daher der Eiswinkel technisch verbessert. Er wurde durch einen stabilen Fuß, der über das Eisloch gestellt wird und mit einer vertikalen Führungsröhre und Feststellmöglichkeit ausgestattet ist, ergänzt (Abb. 2).

Ergebnisse

Eisdicken und Dauer der Eisbedeckung auf ausgewählten Seen des Scharmützelseegebietes 1994 bis 2004

Tabelle 1 zeigt eine Zusammenstellung der Eisdicken und der Dauer der Eisbedeckung für ausgewählte Seen des Scharmützelseegebietes. Es fällt besonders der sehr strenge Winter 1995/96 auf, in dem die Seen über 110 bis 141 Tage durch eine geschlossene Eisdecke bedeckt waren, die bis zu 51 cm dick war. Es folgen die etwas weniger strengen Winter 2002/03 und 1996/97 mit Eisbedeckungen über 81 bis 105 bzw. 65 bis 81 Tage und maximalen Dicken von 23 bzw. 35 cm. Sie heben sich deutlich von milden Wintern wie 1994/95, 1999/00, 2001/02 oder 1997/98 ab. 1994/95 waren die großen dimiktischen Seen gar nicht zugefroren. In anderen milden Wintern, die in Tab. 1 mit einem * gekennzeichnet sind, wechselten sich Phasen mit und ohne Eisbedeckung mehrmals miteinander ab. Gerade in diesen Jahren konnten häufig keine Angaben zur Eisdicke gemacht werden, da das Betreten der relativ dünnen Eisdecken nicht möglich war. Die Angaben der Eisdicken können im Allgemeinen nur einen Eindruck vermitteln, da sie nicht bei jeder Beobachtung des Sees gemessen wurden.



Abbildung 2: Der 2004 entwickelte Winkel zur Messung der Lichtintensität unter ungestörter Eis- und Schneedecke (links). Der Fuß mit vertikaler Führung (rechts) hält den Winkel in der vertikalen Position und ermöglicht eine exakte Tiefeneinstellung der Lichtsonde unter Eis.

Tabelle 1: Tage mit geschlossener Eisdecke auf Seen des Scharmützelseegebietes für die Winter 1994/95 bis 2003/04. * kennzeichnet, wenn es mehrere Eisphasen gab. Die untere, kursiv geschriebene Zahl gibt jeweils die größte gemessene Eisdicke in Zentimetern an (k.A. – keine Angabe). Unter der Abkürzung des Namens ist das Volumen des jeweiligen Sees in 10^6 m^3 angegeben. Im oberen Teil der Tabelle finden sich die Flachseen: Melangsee (MEL), Kleiner Glubigsee (KGL), Petersdorfer See (PET), Lebbiner See (LEB) und Langer See (LAN), im unteren die dimiktischen Seen: Großer Glubigsee (GGL), Storkower See (STO), Springsee (SPR), Tiefer See (TIE), Wolziger See (WOL) sowie der Scharmützelsee (SCH).

	94/95	95/96	96/97	97/98	98/99	99/00	00/01	01/02	02/03	03/04
MEL 0,17	26 <i>12</i>	141 <i>47</i>	81 <i>32</i>	47* <i>12</i>	63* <i>11</i>	47* <i>8</i>	71* <i>12</i>	46 <i>17</i>	105 <i>22</i>	67* <i>19</i>
KGL 0,14	26 <i>11</i>	141 <i>47</i>	81 <i>31</i>	52* <i>k.A.</i>	63* <i>6</i>	43 <i>6</i>	71* <i>k.A.</i>	46 <i>k.A.</i>	105 <i>k.A.</i>	61* <i>13</i>
PET 0,53	26 <i>12</i>	120 <i>46</i>	81 <i>32</i>	38* <i>k.A.</i>	65* <i>13</i>	43 <i>10</i>	71* <i>k.A.</i>	46 <i>k.A.</i>	105 <i>23</i>	67* <i>11</i>
LEB 0,58	26 <i>10</i>	120 <i>44</i>	71 <i>31</i>	47* <i>k.A.</i>	65* <i>7</i>	43 <i>8</i>	65* <i>k.A.</i>	46 <i>17</i>	104 <i>22</i>	67* <i>12</i>
LAN 3,27	24 <i>11</i>	120 <i>51</i>	71 <i>35</i>	43* <i>12</i>	64* <i>8</i>	22* <i>6</i>	66* <i>10</i>	46 <i>12</i>	98 <i>23</i>	53* <i>12</i>
GGL 2,64	19 <i>12</i>	126 <i>44</i>	71 <i>27</i>	48* <i>k.A.</i>	61* <i>4</i>	26* <i>4</i>	53* <i>k.A.</i>	46 <i>14</i>	104 <i>26</i>	57* <i>14</i>
STO 6,59	24 <i>4</i>	116 <i>46</i>	71 <i>30</i>	43* <i>k.A.</i>	63* <i>5</i>	7* <i>5</i>	48* <i>k.A.</i>	44 <i>8</i>	104 <i>22</i>	43* <i>13</i>
SPR 5,56	0 <i>0</i>	116 <i>43</i>	65 <i>30</i>	25* <i>8</i>	36* <i>7</i>	6* <i>4</i>	42* <i>k.A.</i>	25 <i>11</i>	102 <i>22</i>	51* <i>10</i>
TIE 7,04	0 <i>0</i>	113 <i>36</i>	65 <i>30</i>	27* <i>9</i>	29* <i>7</i>	5* <i>4</i>	33* <i>4</i>	25 <i>11</i>	100 <i>21</i>	51* <i>16</i>
WOL 32,02	0 <i>0</i>	112 <i>46</i>	65 <i>32</i>	27* <i>k.A.</i>	46* <i>k.A.</i>	6* <i>k.A.</i>	20* <i>k.A.</i>	23 <i>k.A.</i>	97 <i>21</i>	43* <i>9</i>
SCH 108,2	0 <i>0</i>	110* <i>44</i>	65 <i>32</i>	27* <i>10</i>	29* <i>7</i>	5 <i>5</i>	17* <i>4</i>	23 <i>12</i>	81 <i>18</i>	43* <i>12</i>

Der früheste Termin innerhalb eines Jahres, an dem sich eine geschlossene Eisdecke gebildet hatte, war der 20. November 1995 auf dem Melangsee und Kleinen Glubigsee. Im gleichen Winter war auch der späteste Eisaufruch, nämlich der 12. April 1996 auf dem Tiefen See und dem Scharmützelsee, zu verzeichnen. Die flachen Seen frieren auf Grund ihres geringeren Wasservolumens in der Regel etwa einen Monat früher zu als die großen, tiefen Seen, die einen größeren Wärmeverrat in ihrem Wasserkörper gespeichert haben. Dagegen differieren die Termine des Eisaufruchs nur um wenige Tage.

Da die Winter in unserer Region durch den Wechsel von kälteren und wärmeren Wetterlagen gekennzeichnet sind, die auch mit Regen und Plusgraden einhergehen können, bildet sich meist ein Eis mit starken Inhomogenitäten. Es ist häufig ein Mischeis anzutreffen, das aus horizontalen Schichten mit unterschiedlichem Gehalt an Luftblasen und folglich unterschiedlichen optischen Eigenschaften besteht. Die Eisqualität ist in Tabelle 2 für die Termine, an denen die Transmission der Eis- und Schneedecke bestimmt wurde, aufgelistet. Beim Monitoring wurden drei Eisqualitäten und eine Mischform unterschieden:

- Kerneis: ein klares festes Eis, das manchmal auch Einschlüsse von Luftblasen enthält.
- Tau eis: ein brüchiges, poröses Eis, das allmählich in einzelne vertikale Nadeln zerfällt (Nadeleis). Bei Plusgraden wandelt sich Kerneis in Tau eis um. Dieser Zustand der Eisdecke ist daran zu erkennen, dass keine Pfützen von Tau- oder Regenwasser mehr auf dem Eis stehen bleiben.
- Schneeeis ein milchiges, trübes Eis mit vielen Lufteinschlüssen. Es bildet sich, wenn Schneematsch auf der Eisdecke wieder gefriert.
- Mischeis besteht aus mehreren Lagen Kerneis und Schneeeis.

Bestimmung der Lichttransmission von Eis

Üblicherweise wird das Unterwasserlicht am Lehrstuhl nach dem Durchmischungsansatz kalkuliert, in den die Oberflächenstrahlung, der vertikale Attenuationskoeffizient des Wassers und die Durchmischungstiefe eingehen (vgl. Nixdorf & Rücker, dieses Heft). Die Oberflächenstrahlung wird als 45 % der Globalstrahlung angenommen, was dem Anteil der photosynthetischen Strahlung an der Globalstrahlung und den Reflexionsverlusten entspricht (Behrendt & Nixdorf, 1993). Bei geschlossener Eisdecke besteht das Problem darin, dass bereits ein Teil des eingestrahnten Lichtes von der Eisdecke reflektiert und absorbiert wird. Die Größe dieses Anteils ist mit der vorhandenen Licor-Sonde nur schwer zu bestimmen, da die Sonde entweder auf Luft oder auf Wasser geeicht ist. Außerdem wird eine Messung in Luft stark von der Höhe der Sonde über dem Eis beeinflusst.

Die Idee war daher, die Lichtschwächung der Eis- und Schneedecke durch den Vergleich der Lichtintensität im Eisloch direkt unter der Wasseroberfläche und dem Wert unter der Eisdecke zu ermitteln. Die Transmission (Lichtdurchlässigkeit) der Eisdecke wird als prozentualer Anteil der Lichtintensität direkt unter Eis an der im offenen Wasser gemessenen Lichtintensität berechnet. Je höher die Transmission desto geringer sind die Verluste durch die Eisdecke. Bei dieser Betrachtung wird die Eisdecke mit der eventuell vorhandenen Schneeauflage als einheitlich lichtschwächende Schicht betrachtet. Inhomogenitäten und die Schneedecke brauchen nicht gesondert berücksichtigt zu werden. Wie aus Tabelle 2 ersichtlich ist, wird die Lichtschwächung vor allem durch die Eisqualität und die Schneeauflage bestimmt. Eine Schneedecke kann je nach Dicke zu einer fast vollständigen Auslöschung des Lichtes führen. Der Einfluss der Eisdicke (Quantität) kann aus diesen Messungen nicht abgeleitet werden. Während unserer Untersuchungen betrug die

Schneeaufgabe jedoch nur maximal 3 Zentimeter, so dass trotzdem noch mindestens 15 % des Oberflächenlichtes in das Gewässer eindringen konnten.

Tabelle 2: Transmissionswerte für Eisdecken verschiedener Dicke, Konsistenz und Schneeaufgaben in Gewässern des Scharmützelseegebietes. Sie wurden aus dem Quotienten der Lichtintensitäten des oberen Sensors im „verschlossenen“ Eisloch (2003) bzw. mit dem „Eiswinkel“ unter Eis in 2 m Entfernung vom Eisloch (2004) und der im „offenen“ Eisloch gemessenen Lichtintensität berechnet. Messungen mit dem „Eiswinkel“ sind kursiv geschrieben.

Gewässer	Datum	Transmission [%]	Eisdicke [cm]	Eisart	Auflage
Tiefer See	10.03.03	89	14	Tau eis	
<i>Langer See, „Eiswinkel“</i>	<i>03.02.04</i>	84	8	Tau eis	
<i>Scharmützelsee, RIE</i>	<i>28.01.04</i>	83	12	Kerneis	Schneeflecken
Hausteich	21.01.03	71	20	Kerneis	schneebedeckt
<i>Scharmützelsee, SMFO</i>	<i>03.02.04</i>	69	11	Tau eis	
Großschauener See	24.02.03	55	20	Kerneis	schneebedeckt
Langer See	03.03.03	52	21	Kerneis	
Tiefer See	06.03.03	42	21	Tau eis	
Tiefer See	26.02.03	42	21	Kerneis	schneebedeckt
Wolziger See	20.02.03	41	21	Kerneis	schneebedeckt
Großer Glubigsee	13.02.03	41	20	Kerneis	schneebedeckt
<i>Petersdorfer See</i>	<i>21.01.04</i>	41	9	Mischeis	schneebedeckt, 1 cm
Langer See	11.02.03	34	16	Kerneis	schneebedeckt
Wolziger See	05.03.03	32	19	Kerneis	
<i>Tiefer See, „Eiswinkel“</i>	<i>29.01.04</i>	30	16	Kerneis	schneebedeckt, 2cm
Storkower See, Nord	18.02.03	26	22	Kerneis	schneebedeckt
Scharmützelsee, RIE	17.02.03	24	14	Kerneis	schneebedeckt
<i>Langer See, „Eiswinkel“</i>	<i>22.01.04</i>	23	8	Mischeis	schneebedeckt, 1 cm
Tiefer See	12.02.03	20	14	Kerneis	schneebedeckt
Langer See	19.02.03	19	22	Kerneis	schneebedeckt
<i>Scharmützelsee, SMFO</i>	<i>23.01.04</i>	15	10	Kerneis	schneebedeckt

Vergleich verschiedener Messanordnungen zur Bestimmung des vertikalen Attenuationskoeffizienten von Wasser unter Eis

Für die Ermittlung des vertikalen Attenuationskoeffizienten im Wasser wurden verschiedene Messanordnungen miteinander verglichen, um den Einfluss der Eisdecke auf die Messergebnisse zu untersuchen und eine geeignete Methode für die Messungen im Winter herauszuarbeiten. In Abbildung 3 werden Lichtmessungen verglichen, die bei offenem und wieder verschlossenem Eisloch durchgeführt wurden. Dabei waren die im „offenen Eisloch“ ermittelten Attenuationskoeffizienten stets größer als bei „verschlossenem Eisloch“. Ursache dafür ist das zusätzliche Licht, das insbesondere der obere Sensor von oben durch das Eisloch

erhält. Die Öffnung des Eises beeinflusste bis in eine Tiefe von etwa 1 m die Lichtmessung. Danach stimmten die Messwerte der verschiedenen Messanordnungen wieder überein.

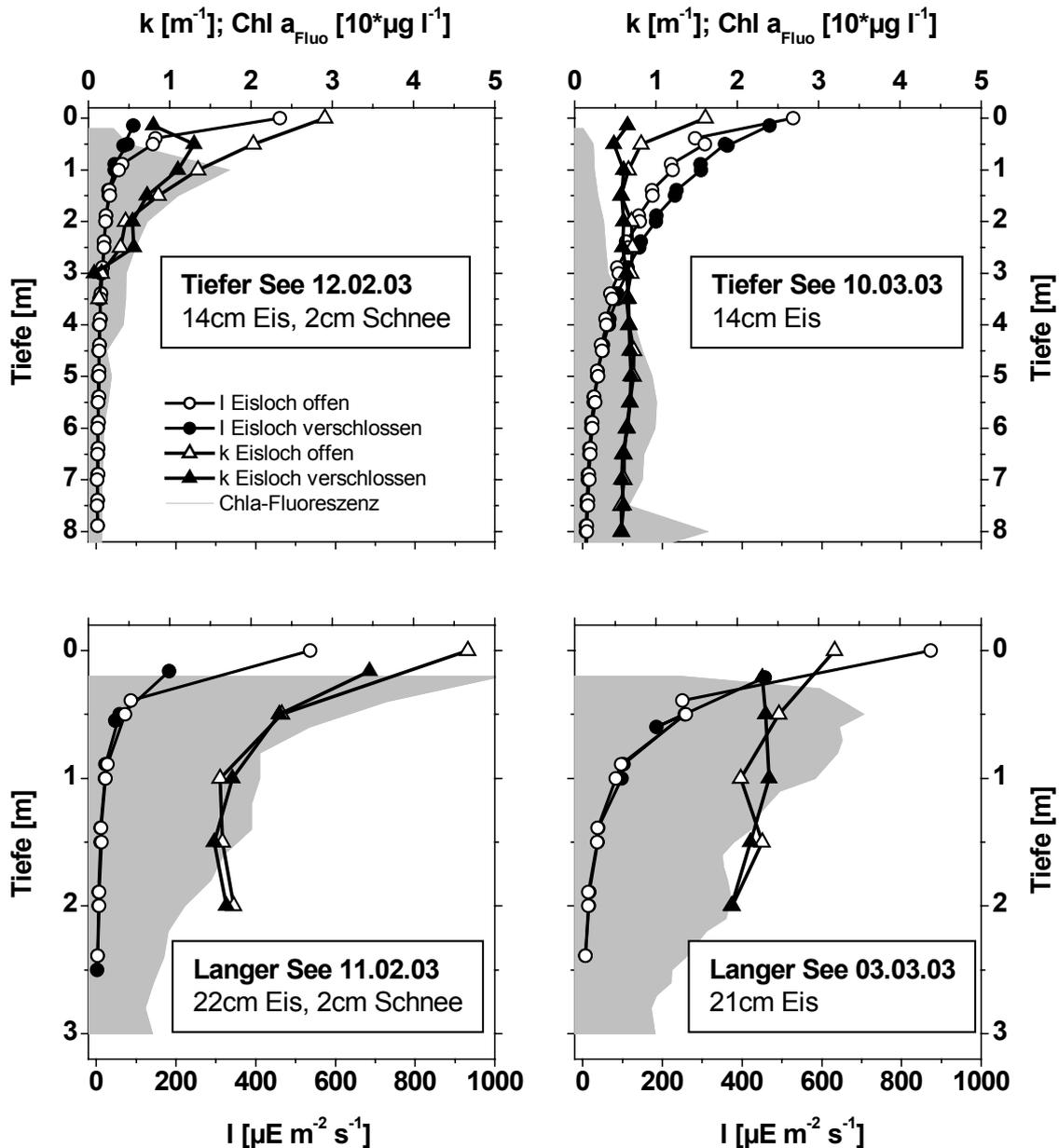


Abb. 3: Lichtintensitäten (I; Kreise) und daraus berechnete vertikale Attenuationskoeffizienten (k; Dreiecke) bei Messung im „offenen Eisloch“ (offene Symbole) und im Eisloch, das durch Einbringen des herausgesägten Eisklotzes wieder verschlossen wurde (gefüllte Symbole) sowie die Chlorophyll a-Fluoreszenz (graue Fläche) an jeweils einem Termin mit und ohne Schneebedeckung im mesotrophen Tiefen See (oben) und polytrophen Langer See (unten).

Die mit dem „Eiswinkel“ und im „verschlossenen“ Eisloch bestimmten Attenuationskoeffizienten zeigten im Scharmützelsee eine relativ gute Übereinstimmung, im Langer See traten größere Unterschiede auf (Abb. 4). Die mit dem Eiswinkel gemessenen Lichtintensitäten waren geringer als die unterhalb des Eisloches gemessenen, obwohl das Eisloch mit dem herausgesägten Eisklotz wieder verschlossen worden war.

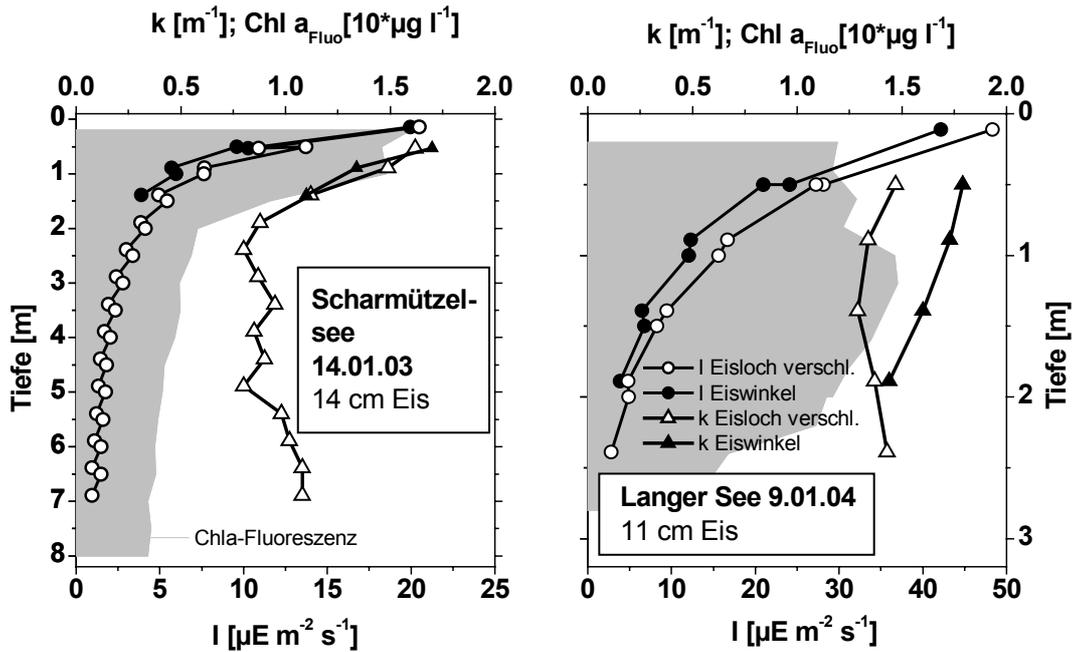


Abb. 4: Lichtintensitäten (I ; Kreise) und daraus berechnete vertikale Attenuationskoeffizienten (k ; Dreiecke) bei Messung im Eisloch, das durch Einbringen des herausgesägten Eisklotzes wieder verschlossen wurde (offene Symbole) und mit dem „Eiswinkel“ in 2 m Entfernung vom Eisloch (gefüllte Symbole) sowie die Chlorophyll a-Fluoreszenz (graue Fläche) im eutrophen Scharmützelsee (links) und polytrophen Langer See (rechts).

Diskussion

Je nach Strenge des Winters waren die Seen des Scharmützelseegebietes zwischen 5 und 141 Tagen, also im extremen Fall mehr als 4 Monate oder ein Drittel des Jahres mit einer geschlossenen Eisedecke bedeckt. Lediglich im Winter 1994/95 waren die meisten Seen eisfrei. Die Eisdicken reichten von wenigen Zentimetern bis zu einem halben Meter im strengen Winter 1995/96. Messwerte aus den Jahren 2003 und 2004 zeigten, dass die Eisbedeckung der Seen mit der zeitweise vorhandenen dünnen Schneeauflage das Lichtdargebot um 15 bis 90 % reduziert. Das stimmt gut mit Werten aus der Literatur überein (Bolsenga & Vanderploeg 1992). Dabei hat sich gezeigt, dass die Lichtschwächung vor allem von der Eisqualität und weniger von der Eisdicke beeinflusst wird. Vor allem eine Schneeauflage reduziert das Unterwasserlichtdargebot erheblich. Da eine direkte Lichtmessung unter Eis nicht immer möglich ist, bieten die gewonnenen Daten wertvolle Anhaltspunkte für die Einschätzung des Lichtdargebotes für das Phytoplankton im Winter unter Eis.

Zur Bestimmung des vertikalen Attenuationskoeffizienten in der Wassersäule unter Eis wurden drei verschiedene Messanordnungen („offenes Eisloch“, „verschlossenes Eisloch“ und „Eiswinkel“) miteinander verglichen. Dabei zeigte sich, dass die Öffnung des Eises die Ergebnisse der Lichtmessung bis in eine Tiefe von etwa 1 m beeinflusste. Danach stimmten die Messwerte der verschiedenen Messanordnungen wieder überein. Die genauesten Messwerte konnten mit dem „Eiswinkel“ erzielt werden. Das wurde jedoch erst nach technischer Verbesserung des Gestänges, das nun eine genaue vertikale Positionierung des Winkels ermöglicht, erreicht. Die Verwendung des „Eiswinkels“ ist insbesondere bei

Schneebedeckung von Vorteil, da Messungen unter der ungestörten Schneedecke durchgeführt werden können. Es lässt sich nicht vermeiden, dass der Schnee in der Nähe des Eisloches nass wird. Dadurch ändern sich seine optischen Eigenschaften. Das Wiederverschließen des Eisloches mit dem herausgesägten Eisklotz stellt zwar eine Annäherung an ungestörte Verhältnisse dar, kann diese insbesondere bei Schneebedeckung aber nicht ganz erreichen. Der Nachteil des „Eiswinkels“ bestand darin, dass Messungen nur bis in eine Tiefe von 2 m durchgeführt werden können. Diese Tiefe ist für Seen mit mittlerer bis hoher Trophie jedoch ausreichend, um die produktionswirksamen Lichtverhältnisse für die autotrophen Organismen abschätzen zu können. Wie an den Vertikalprofilen der Chl a-Fluoreszenz in Abb. 3 und 4 zu erkennen ist, konzentriert sich das Phytoplankton im Winter nämlich meist unmittelbar unter Eisdecke, um in den größtmöglichen Lichtgenuss zu kommen.

Schlussfolgerung/Zusammenfassung

Im Winter ist die Lichtmessung etwas aufwendiger als im Sommer, da sowohl die Lichtschwächung des Wassers an sich als auch die Lichtschwächung durch die Eis- und Schneedecke bestimmt werden müssen. Dabei hat sich folgende Vorgehensweise bewährt:

- 1) Messung der Lichtintensität direkt unter der Wasseroberfläche im offenen Eisloch.
- 2) Bestimmung der Lichtintensität direkt unter der Eisdecke mit Hilfe des Eiswinkels.
- 3) Herablassen des Eiswinkels zur Messung der Lichtintensität in verschiedenen Tiefenstufen (mindestens 0,5 m-Stufen) unterhalb der Eisdecke.
- 4) Wenn in tieferen Gewässern die Änderung des vertikalen Attenuationskoeffizienten über die gesamte euphotische Zone bestimmt werden soll, muss die Lichtsonde (wie im Sommer) am Kabel weiter hinab gelassen werden.

Für die Berechnung des Unterwasserlichtdargebotes wird der Oberflächenwert (I_0) mit dem Quotienten aus dem Lichtwert unter Eis (2) und im offenen Eisloch (1) multipliziert. Dieser, um die Lichtschwächung der Eisdecke verminderte Oberflächenwert, kann dann in die üblichen Formeln zur Berechnung des Unterwasserlichtdargebotes eingesetzt werden. Steht kein „Eiswinkel“ zur Verfügung, bietet das Wiederverschließen des Eisloches mit dem herausgesägten Eisklotz eine Alternative zur Bestimmung der Lichtschwächung durch das Eis. Besonders bei Schneeeauflage führt diese Methode jedoch durch das Nasswerden des Schnees in der Nähe des Eisloches zu höheren Transmissionswerten und damit einer Überschätzung des Unterwasserlichtdargebotes.

Danksagung

Ein herzliches Dankeschön geht an Wolfgang Terlinden für seinen mutigen Einsatz auf dem Eis bei jedem Wetter sowie an Holger Rücker für die Diskussion physikalischer Fragen.

Literatur

- Behrendt, H. & Nixdorf, B., 1993. The carbon balance of phytoplankton production and loss processes based on in situ measurements in a shallow lake. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 78: 439-458.
- Bolsenga, S.J. & Vanderploeg, H.A., 1992. Estimating photosynthetically available radiation into open and ice-covered freshwater lakes from surface characteristics; a high transmittance case study. *Hydrobiologia* 243/244: 95-104.

- Nixdorf, B & Rücker, J., 2004. Unterwasser-Lichtklima und Sauerstoffhaushalt unter Eis im Winter 2002/2003 in eutrophen Seen des Scharmütelseegebietes. In J. Rücker & B. Nixdorf (Hrsg.), Gewässerreport Nr. 8. BTU Cottbus. Aktuelle Reihe 3/04: 53-60.
- Rücker, J., 2004. 10 Jahre Gewässeruntersuchung im Scharmütelseegebiet – Trophie- und Phytoplanktonentwicklung 1994 bis 2003. In J. Rücker & B. Nixdorf (Hrsg.), Gewässerreport Nr. 8. BTU Cottbus. Aktuelle Reihe 3/04: 7-24.
- Wiedner, C. & Nixdorf, B., 1998. Success of chrysophytes, cryptophytes and dinoflagellates over blue-greens (cyanobacteria) during an extreme winter (1995/96) in eutrophic shallow lakes. - *Hydrobiologia* 369/370: 229-235.

Unterwasser-Lichtklima und Sauerstoffhaushalt unter Eis im Winter 2002/2003 in eutrophen Seen des Scharmützelseegebietes

Brigitte Nixdorf & Jacqueline Rücker

Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Forschungsstelle
Bad Saarow, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow, e-mail: b.nixdorf@t-online.de

Key words: Phytoplankton, Eisbedeckung, Unterwasserlicht, Primärproduktion, Phytoplanktonsuccession

Abstract

During the winter period 2002/2003, an uncommon long ice covering for about 100 days was used for intensive limnological investigations in two lakes in the Scharmützelsee region. First investigations during strong winter 1995/96 showed quite different responses especially in shallow lakes: Oversaturation of oxygen more than 200 % or oxygen depletion with fish kill. The aim of this study was to estimate differences in the underwater light conditions and phytoplankton primary production in deep and shallow lakes, which were isolated from the gas exchange with atmosphere for several months. Investigations of nutrient and phytoplankton dynamics in both types of lakes were carried out to answer the question whether the seasonal dominating cyanobacteria can compete under ice, too.

Einleitung

Die etwa 100 Tage dauernde Eisbedeckung unserer Seen im Winter 2002/2003 wurde genutzt, um limnochemische und biologische Parameter und Prozesse in unterschiedlichen Gewässertypen des Scharmützelseegebietes (Ostbrandenburg) zu erfassen. Anlass der Untersuchungen waren Ergebnisse von Messungen im strengen Winter 1995/96, in dem in den Flachseen unter Eis einerseits extrem hohe Sauerstoffübersättigungen (Langer See), andererseits aber auch „Ausstickungen“ mit Fischsterben (Lebbiner See) beobachtet wurden (Wiedner & Nixdorf 1998, Rücker et al. 2003). Ziel dieser Untersuchungen war es, Unterschiede im Stoffhaushalt von tiefen und flachen Seen zu ermitteln, die über Monate keinen Gasaustausch mit der Atmosphäre haben. Dabei interessierte vor allem die Frage, ob die Cyanobakterien, die in den ausgesuchten Beispielseen eine hohe Dominanz über das gesamte Jahr erreichen, auch unter Eis konkurrenzstark sind.

Untersuchungsgebiet und Methoden

Die Untersuchungen wurden am dimiktischen, eutrophen Scharmützelsee (SCH) und am polymiktischen, polytrophen Langen See (LAN) (Scharmützelseegebiet, Ostbrandenburg) durchgeführt. Die wesentlichen morphometrischen und trophischen Parameter beider Seen sind in den Tabellen 1 und 2 aufgelistet. Es ist ersichtlich, dass der Scharmützelsee seit dem Jahr 2000 eine Verbesserung des trophischen Zustandes zu eutroph 1 bzw. mesotroph zu verzeichnen hat, die sich in allen trophischen Parametern widerspiegelt, während der Lange See trotz der Abnahme der mittleren TP-Konzentrationen von 110 auf 86 $\mu\text{g l}^{-1}$ keine deutlichen Reaktionen in der Sichttiefe und Chlorophyllkonzentration aufweist. Er befindet sich weiterhin im polytrophen Zustand.

Tabelle 1: Morphometrische Parameter mittlere und maximale Tiefe (z_{mean} , z_{max}), Fläche, Volumen, Wasseraufenthaltszeit (t_R) und Einzugsgebietsgröße (EZG) des Langen Sees (LAN) und des Scharmützelsees (SCH).

	z_{max}	z_{mean}	Fläche	Volumen	t_R	EZG
	m	m	km ²	10 ⁶ m ³	d oder a	km ²
SCH	29,5	9,0	12,09	108,23	12a	112
LAN	3,8	2,1	1,55	3,27	60d	395

Tabelle 2: Trophische Parameter (Jahresmittelwerte von Gesamtphosphor- und Chl a-Konzentration, Sichttiefe und trophischer Status nach LAWA (1999) gemittelt für die Zeiträume 1994 - 1999 und 2000 - 2003 im Langen See (LAN) und Scharmützelsee (SCH).

	TP [$\mu\text{g l}^{-1}$]		Chl a [$\mu\text{g l}^{-1}$]		Sichttiefe [m]		Trophie (Index)	
	1994-1999	2000-2003	1994-1999	2000-2003	1994-1999	2000-2003	1994-1999	2000-2003
SCH	66,2 ($\pm 6,6$)	50,3 ($\pm 1,3$)	25,6 ($\pm 3,7$)	19,6 ($\pm 7,1$)	1,8 ($\pm 0,2$)	2,5 ($\pm 0,8$)	e1 – e2 (2,9-3,2)	m – e2 (2,2-3,1)
LAN	110,3 ($\pm 11,8$)	85,7 ($\pm 9,8$)	89,3 ($\pm 6,3$)	83,4 ($\pm 7,6$)	0,7 ($\pm 0,1$)	0,8 ($\pm 0,1$)	p1 – p2 (4,0-4,2)	p1 – p2 (3,9-4,1)

An den Probenahmetagen wurde die Bedeckung, Konsistenz und Dicke des Eises ermittelt. Die Globalstrahlungswerte stellte uns freundlicherweise das nahegelegene Meteorologische Observatorium Lindenberg des Deutschen Wetterdienstes als 10-Minuten-Werte für das gesamte sichtbare Licht in [J cm^{-2}] zur Verfügung. Durch Umrechnung dieser Werte mit 0,044 erhält man die Strahlungswerte in [$\text{E m}^{-2} \text{d}^{-1}$]. Der Attenuationskoeffizient wurde aus den Lichtintensitäten, die mit zwei Licor-Sensoren in definiertem Abstand gemessen wurden, berechnet. Die Transparenz des Eises wurde wie bei Rucker & Henschke (dieses Heft) ermittelt. Für die eisfreie Zeit von Januar 2002 bis Dezember 2003 wurde das Licht in der durchmischten Schicht (I_{mix} bzw. I^*) nach Riley (1957) unter Berücksichtigung des photosynthetischen Anteiles von etwa 45 % der Globalstrahlung nach folgender Formel kalkuliert:

$$I^* = 0.45 \cdot I_0 \cdot \left(\frac{1 - e^{-K_d \cdot z_{\text{mix}}}}{K_d \cdot z_{\text{mix}}} \right)$$

I_0 Strahlungsintensität an der Gewässeroberfläche
 z_{mix} Durchmischungstiefe
 K_d vertikaler Attenuationskoeffizient (m^{-1}).

Die Tiefe der durchmischten Schicht wurde an Hand der Vertikalprofile der Wassertemperatur bestimmt. Bei Vollzirkulation wurde die mittlere Tiefe von 9 m für den Scharmützelsee bzw. 2,1 m für den Langen See für z_{mix} eingesetzt. Bei Eisbedeckung wurde für den Scharmützelsee eine Durchmischungstiefe von 5 m angenommen bzw. nach dem statischen Ansatz Lichtwerte für die Entnahmetiefen ermittelt. Für die eisbedeckten Phasen wurde einheitlich eine Transmission der Eisdecke von 24 % angenommen, was den realen Bedingungen bei dünner Schneeeauflage im Februar 2003 entsprach (s. Rucker & Henschke, dieses Heft).

Als Schwellenwert für eine mögliche Lichtlimitation in der durchmischten Schicht wird von Reynolds et al. (2002) ein Wert von $1,5 \text{ E m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ auf der Basis folgender Gleichung angegeben:

$$\ln I^* = (\ln I_0 + \ln I_m) / 2$$

I^*	durchschnittliches Lichtangebot in der durchmischten Schicht
I_0	Oberflächenlicht
I_m	Licht in der Tiefe der Durchmischung

Diese Berechnungsbasis ist mathematisch nicht identisch mit der Gleichung von Riley (1957). Folglich wurde der empfohlene Schwellenwert von $1,5 \text{ E m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ in den entsprechenden "Riley"-Wert umgewandelt, der $3 \text{ E m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ beträgt (vgl. Nixdorf et al. 2003).

Neben den Routinedaten (Vertikalprofile von Temperatur, pH, Redoxpotential, O_2 -Konzentration und -Sättigung, Leitfähigkeit, Chl a-Fluoreszenz) wurde die Phytoplanktonentwicklung anhand der Chl a-Konzentration, Taxazusammensetzung und der Biovolumina nach Utermöhl (1958) verfolgt. Die Bestimmung der Chlorophyll a- und Nährstoffkonzentrationen erfolgte Standardmethoden (DEV, 1976-2004; vgl. Rucker, dieses Heft). Der Trophie-Index wurde nach LAWA (1999) berechnet. An ausgewählten Terminen wurde die Primärproduktion mit der ^{14}C -Methode (Vollenweider 1974) im Inkubator bei Temperatur- und Lichtbedingungen entsprechend der Entnahmetiefe im See (Inkubationszeit 3 - 4 Stunden) sowie mit der Sauerstoff-Hell-Dunkel-Flaschenmethode für 4 und 24 Stunden unter Eis in einem Teich neben der Forschungsstelle bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

Strahlung, Attenuation und Transmission

Die Ergebnisse der Berechnungen zum Unterwasserlichtregime im Scharmützelsee und Langen See für die Jahre 2002 und 2003 sind in der Abb. 1 dargestellt. Die Globalstrahlung schwankte im Auswertzeitraum um fast 2 Größenordnungen zwischen $1,3$ und $136 \text{ E m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Die durchschnittliche Globalstrahlung betrug etwa $47 \text{ E m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. In Abhängigkeit vom saisonalen Rhythmus der Globalstrahlung, der unterschiedlich starken phytoplanktongeprägten Trübung, der Durchmischungstiefe und der Lichtschwächung durch die Eisbedeckung stehen dem Phytoplankton zwischen 3 (an trüben Tagen mit hoher Phytoplanktondichte) und 17 % (an Hochsommertagen mit klarem Wasser) der eingehenden Globalstrahlung zur Verfügung. Der Mittelwert beträgt für den Untersuchungszeitraum 6,8 %. Damit kann das Lichtdargebot während der Vollzirkulation und besonders im Winter unter Eis in einen von Reynolds et al. (2002) definierten limitierenden Bereich geraten.

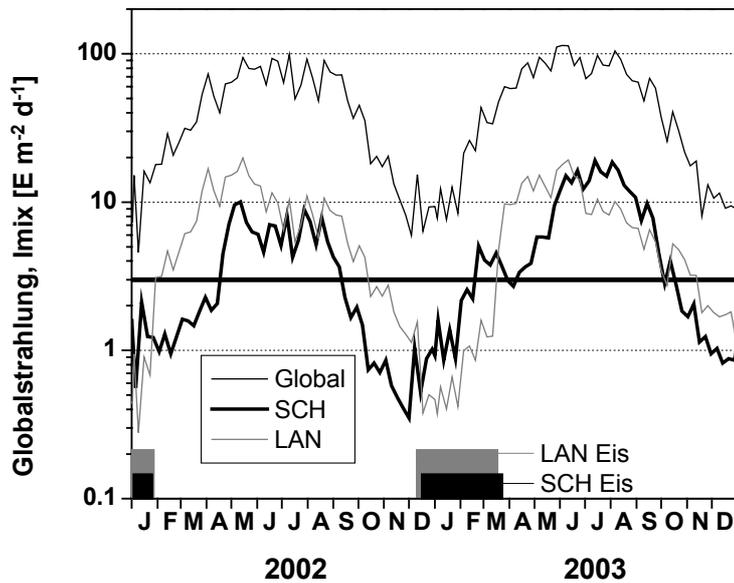


Abbildung 1: Globalstrahlung und Unterwasserlicht (Wochenmittelwerte) im Scharmützelsee und im Langer See 2002 und 2003 berechnet nach Riley (1957) für die durchmischte Schicht (bei Vollzirkulation z_{mix} SCH = 9 m, LAN = 2,1 m), bei Eisbedeckung unter Annahme einer Transmission von 24 % durch Eis mit dünner Schneeeauflage. Die Linie bei $3 \text{ E m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ bedeutet nach Reynolds et al. (2002) Lichtlimitation.

Planktische Primärproduktion

Trotz einer zeitweise dünnen Schneeeauflage auf dem Eis (1 – 5cm) des Langer Sees, die aufgrund der variierenden Wetterlage eine stark wechselnde Lichtattenuation zur Folge hatte (s. Rucker & Henschke, dieses Heft), reichte das relativ geringe Lichtangebot in dem Flachsee aus, eine positive Nettoprimärproduktion zu gewährleisten (s. Tab. 3). Die Sauerstoffsättigungen im Langer See überstiegen in dieser Periode 200 %. Dagegen beobachteten wir im tiefen Scharmützelsee eine geringere Phytoplanktonentwicklung, deren Primärproduktion zur Kompensation des hohen Zehrungspotentials in der vergleichsweise größeren und weniger gut durchlichteten Wassersäule gerade oder kaum ausreichte. Biomassebezogene Messwerte zur Primärproduktion bei natürlichem Lichtangebot werden in beiden unterschiedlichen Seetypen gegenübergestellt und vergleichend bewertet (Tab. 3).

Zum Vergleich können folgende Jahresdurchschnittswerte der Primärproduktion für Seen der Region im Zeitraum 2000/2001 angegeben werden: Scharmützelsee 27,4; Wolziger See 45,9 (eutroph) und Langer See $228,2 \mu\text{g C l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (polytroph). Damit liegen die Produktionswerte unter Eis sowohl absolut als auch biomassebezogen in einem Bereich, der durchschnittlich für eutrophe Seen im Jahresverlauf ermittelt wurde.

Tabelle 3: Biomassedaten der Planktonproben aus dem Scharmützelsee (SCH) und dem Langen See (LAN), Unterwasserlicht in der durchmischten Schicht (I_{mix}) und Primärproduktion der Proben (Tiefenproben aus bestimmten Tiefen bzw. Mischproben MP) unter Eis. (Die Primärproduktion wurde mit der ^{14}C -Methode bzw. der Sauerstoff-Hell-Dunkel-Flaschenmethode (*) bestimmt.

Datum	See und Tiefe	Chl a	BV	I_{mix}	PP	PP/Chl a
		$\mu\text{g l}^{-1}$	$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$	$\text{E m}^{-2} \text{d}^{-2}$	$\mu\text{g C l}^{-1} \text{h}^{-1}$	$\mu\text{g C l}^{-1} \text{h}^{-1} \mu\text{g Chla}^{-1}$
14.01.03	SCH 0,1m	22,6	3,0	1,30	33,0	1,46
14.01.03	SCH 0,5m	30,0	3,7	1,11	14,4	0,48
14.01.03	SCH 1m	18,1	2,9	0,67	7,2	0,40
14.01.03	SCH 2m	15,3	2,3	0,09	3,8	0,25
14.01.03	SCH 4,5m	11,9	1,8	<0,01	1,5	0,13
16.01.03	LAN 0,5-1m	31,4	2,0	0,87-0,01	16,5	0,52
16.01.03	LAN 1,5-2,5m	17,7		<0,01	7,2	0,41
16.01.03 *	LAN 0,5-1m	31,4	2,0	0,87-0,01	23,1	0,73
16.01.03 *	LAN 1,5-2,5m	17,8		<0,01	7,8	0,44
19.02.03 *	LAN 0,3m	129,5		2,36	51,2	0,40
19.02.03 *	LAN MP	83,2	8,1		38,9	0,47
03.03.03	LAN 0,5m	137,5		2,06	40,6	0,30
03.03.03	LAN MP	88,9	7,1		57,7	0,65

Die Brutto-Primärproduktion im Langen See betrug von Januar bis März 2003 etwa $23 \mu\text{g C l}^{-1} \text{h}^{-1}$, was etwa $70 \mu\text{g O}_2 \text{l}^{-1} \text{h}^{-1}$ entspricht, die Tagesproduktion unter der Annahme, dass der Taglichtstundenfaktor 5 betrug und die Netto-Primärproduktion ca. 50 % der Brutto-primärproduktion ausmacht, $175 \mu\text{g O}_2 \text{l}^{-1} \text{h}^{-1}$. In 100 Tagen sind das etwa $17,5 \text{mg O}_2 \text{l}^{-1}$, die durch die Photosynthese zusätzlich zur Sättigungskonzentration eingetragen werden können. Der maximal gemessene Wert im Langen See mit der Winkler-Methode betrug $28,9 \text{mg O}_2 \text{l}^{-1}$ und liegt damit im Größenbereich der gemessenen Primärproduktion. Damit ist eine gute Übereinstimmung der gemessenen Produktionsraten und des unter der Eisschicht akkumulierten Primärproduktes gegeben. Insgesamt verdeutlichen diese relativ hohen Produktionswerte das gute Entwicklungspotential bestimmter Phytoplanktonvertreter unter Eis, das für die planktische Frühjahrs- und Sommerentwicklung bereits entscheidende Weichen für das zeitliche Sukzessionsmuster stellen kann.

Phytoplankton Sukzession unter Eis

Im Untersuchungszeitraum Oktober 2002 bis September 2003 beobachteten wir im Scharmützelsee eine ungewöhnliche Verschiebung innerhalb des Phytoplanktons von der Dominanz feinfädiger Cyanobakterienarten (*Pseudanabaena limnetica*, *Aphanizomenon gracile*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Planktolyngbya cf. limnetica/subtilis*) im Sommer und Herbst 2002 zu *Planktothrix argardhii* im Spätherbst 2002 bis Januar 2003 und zu Diatomeen und Cryptophyceen von Februar bis Juni 2003 (*Aulacoseira italica*, *Cyclotella sp.*, *Fragilaria crotonensis*, *Rhodomonas minuta*). *Planktothrix argardhii* gehört nach unseren bisherigen Beobachtungen eigentlich zu den „Sommer- und Spätherbstvertretern“ unserer hocheutrophen Seen. Wie die anderen Vertreter der Oscillatoriales kann diese Art mit minimaler Energieversorgung auskommen, überleben und produzieren. Aus dem Verlauf der Biomasseentwicklung unter Eis in beiden Seen ist abzuleiten, dass die Cyanobakterien nur die Strategie der Erhaltung auf minimalem Niveau verfolgen, um nach der Frühjahrsvoll-

zirkulation als Inokulum genügend Biomasse für das sommerliche Maximum verfügbar zu haben. Aus der Abb. 1 ist ersichtlich, dass der von Reynolds et al. (2002) kalkulierte Wert für mögliche Lichtlimitation der Primärproduktion bis Mitte Februar in beiden Untersuchungsseen unterschritten wird. Erfolgreich, d.h. mit positiven Wachstumsraten, können sich nur die Diatomeen und die Cryptophyceen durchsetzen. Die als Ubiquisten bekannten Vertreter der Cryptomonaden haben aufgrund ihrer Flagellen Selektionsvorteile unter Eis. Die Grazingverluste im Winter sind gering und deshalb können sie gerade in diesen Phasen relativ hohe Biomassen ausbilden. Von diesen Arten ist eine hohe spezifische Photosyntheseaktivität beschrieben worden (Nixdorf 1985), während gerade Diatomeen in Spätphasen ihrer Entwicklung einen hohen Anteil photosynthetisch inaktiver Zellen aufweisen können. Wir vermuten, dass die hohe Primärproduktion unter Eis im Winter 2003 im Langen See hauptsächlich durch die Cryptomonaden realisiert wurde.

Nach Olrik (1994) und Reynolds (1997) ist besonders *Stephanodiscus hantzschii* als Vertreter der Assoziation D für flache und hypertrophe Gewässer charakteristisch. Leider liegen uns nur unzureichende Ergebnisse über die Durchmischungsvorgänge unter Eis vor, um die Rolle physikalischer Einflüsse auf die Phytoplanktonsukzession unter Eis zu quantifizieren.

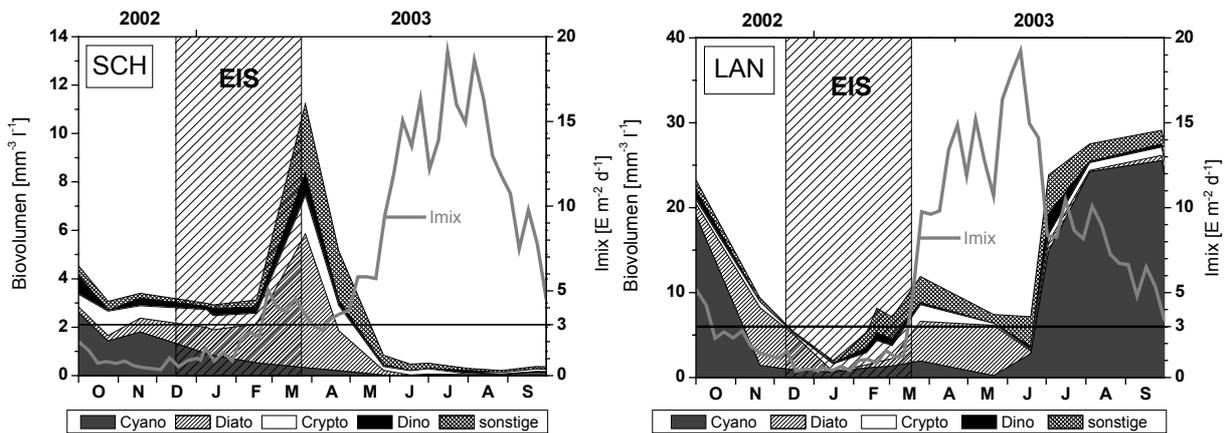


Abbildung 2: Biovolumen der wichtigsten Phytoplanktonklassen im Scharmützelsee (SCH) und im Langen See (LAN) von Oktober 2002 bis September 2003 (Zählung LBH, Freiburg).

Im Langen See vollzog sich die Phytoplanktonentwicklung auf deutlich höherem Biomasseniveau. Vom Spätherbst 2002 nahm das Biovolumen von $9,4 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ auf das absolute Minimum von $1,6 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ am 16.01.2003 ab, um danach kontinuierlich wieder auf Werte über $10 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ Ende März 2003 anzusteigen. Dabei zeigte sich im Januar 2003 eine Abnahme der Dominanz centrischer Diatomeen (*Stephanodiscus* sp.) von über 70 % der Gesamtbiomasse aus der herbstlichen Massenentwicklung 2002 auf 5–7 %, die bis Ende März 2003 charakteristisch für die Planktonkomposition war und erst nach Eisaufbruch mit ca. 40 % Diatomeenanteil wieder an Bedeutung gewann. Unter Eis dominierten Cryptophyceen (*Cryptomonas*, *Rhodomonas*) und Cyanobakterien (*Planktothrix agardhii*). Auch Dinoflagellaten (*Gymnodinium*) und Chlorophyceen (*Chlamydomonas*) trugen mit etwa 11 % bzw. 26 % (am 19.02.2003) zum Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons bei. Insgesamt war diese Entwicklung vergleichbar mit der unter Eis im Winter 1995/96, als sich im Langen See Cryptophyceen und zentrische Diatomeen als dominante Gruppen durchsetzten (Wiedner & Nixdorf 1998).

Zusammenfassung

In beiden untersuchten Seen waren die Lichtbedingungen unter Eis in der durchmischten Schicht vergleichbar niedrig und lagen bis Februar 2003 deutlich unter dem Schwellenwert für Lichtlimitation von Reynolds et al. (2002). Danach setzte in beiden Seen ein ebenfalls vergleichbares Wachstum von Phytoplankton mit *Maxima* um $10 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ ein, wobei die Primärproduktionsraten auf vergleichbarem Niveau lagen. Im flachen Langen See war die flächenbezogene Nettoproduktion wegen der geringeren Respiration (Community respiration) in der nur 2,1 m tiefen Gewässersäule deutlich höher und führte zu Sauerstoffsättigungen über 200 %.

Im tiefen Scharmützelsee erfolgte unter Eis ein Dominanzwechsel von fädigen Cyanobakterien zu Diatomeen und Cryptophyceen. Die Eisbedeckung scheint die Produktion nicht besonders behindert zu haben, jedoch führte die lange Bedeckungsphase zu einem verzögerten Frühjahrsmaximum der Diatomeen. Das späte und ausgeprägte Frühjahrsmaximum im April wurde durch ein intensives Klarwasserstadium abgelöst. Das wiederum verschlechterte die Startbedingungen für die filamentösen Cyanobakterien, die wegen der hohen Lichtintensitäten in ihrer Entwicklung unterdrückt wurden. Der Sommer 2003 zeichnete sich folglich durch eine gute Wasserqualität im Scharmützelsee mit hohen Sichttiefen und ohne nennenswerte Blaualgenentwicklungen aus.

Für den Langen See bedingte die ungewöhnlich lange Dauer der Eisbedeckung ebenfalls ein verzögertes Wachstum der Diatomeen, das nach Eisaufruch noch bis in den Mai auf relativ konstantem Niveau stagnierte. Diese Dominanz der Diatomeen hatte negative Auswirkungen auf die Frühjahrs- bzw. Frühsommerentwicklung der fädigen Cyanobakterien, konnte aber die hochsommerliche Massenentwicklung der Oscillatoriales mit Biomassen über $30 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ nicht unterdrücken. Für beide Gewässer ist nach der langen Eisphase somit eine Verzögerung der sommerlichen Phytoplanktonentwicklung zu beobachten mit a) gravierenden Auswirkungen auf die Planktonsuccession im Scharmützelsee und b) einer Verzögerung der hochsommerlichen Massenentwicklung der Cyanobakterien im Langen See.

Für eutrophe dimiktische Seen wird folgende Hypothese abgeleitet: Die meteorologisch bedingten unterschiedlichen Startbedingungen im Winter/Frühjahr können eine trophische Instabilität verursachen, die einen Wechsel von eutroph 2 bis mesotroph bedingen können. Dagegen erweist sich in polytrophen Flachseen die Trophie als sehr stabil und meteorologisch bedingte Einflüsse auf die Phytoplanktondynamik sind vernachlässigbar.

Danksagung

Wir danken Ingo Henschke und Wolfgang Terlinden ganz herzlich für den großartigen Einsatz bei der Probenahme. Gudrun Lippert, Tina Hanke und Ute Abel danken wir für die Hilfe im Labor bei den Nährstoff- und Chlorophyllanalysen und den Produktionsbestimmungen. Den Mitarbeitern Meteorologischen Observatoriums Lindenberg sei für Bereitstellung der Globalstrahlungsdaten gedankt.

Literatur

Behrendt, H. & B. Nixdorf, 1993: The carbon balance of phytoplankton production and loss processes based on in situ measurements in a shallow lake. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 78: 439-458.

- DEV (Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung), 1976-2004: Schlammuntersuchung. Verlag Chemie, Weinheim, D11, E5, D9, C9, E1, H7.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (Hrsg.), 1999: Gewässerbewertung - stehende Gewässer - Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlichen entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. - Kulturbuch-Verlag, Berlin. 74 S.
- Nixdorf, B., U. Mischke & J. Rucker, 2003: Phytoplankton assemblages and steady state in deep and shallow eutrophic lakes - an approach to differentiate the habitat properties of Oscillatoriales. - *Hydrobiologia* 502: 111-121.
- Nixdorf, B., 1985: Photosynthetic activity of dominant algal species in eutrophic shallow lake (Großer Müggelsee, Berlin) investigated by microautoradiography. *Internat. Revue ges. Hydrobiol.* 70 (2): 237-246.
- Olrik, K., 1994: Phytoplankton ecology. Miljoministeriet; Kobenhaven.
- Reynolds, C. S., 1997: Vegetation Processes in the Pelagic: A Model for Ecosystem Theory. *Excellence in Ecology*, 9; Ecology Institute Oldendorf, Germany., 371 pp.
- Reynolds, C., V.L.M Huszar, C. Kruk, L. Naselli-Flores & S. Melo, 2002: Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. - *J. Plankton Res.* 24 (5): 417-428.
- Riley, G. A., 1957: Phytoplankton in the north central Sargasso Sea 1950-1952. - *Limnol. Oceanogr.* 2: 252-272.
- Rucker, J., 2004. 10 Jahre Gewässeruntersuchung im Scharmützelseegebiet - Trophie- und Phytoplanktonentwicklung 1994 bis 2003. In Rucker, J. & Nixdorf, B. (Hrsg.), *Gewässerreport Nr. 8*. BTU Cottbus. Aktuelle Reihe 3/04: 7-24.
- Rucker, J., B. Nixdorf, R. Deneke, A. Kleeberg & U. Mischke, 2003. Reaktionen von Seen im Scharmützelseegebiet auf die Reduzierung der externen Belastung. - *Wasser & Boden* 55 (4): 4-10.
- Rucker, J. & I. Henschke, 2004. Monitoring der Eisbedeckung im Scharmützelseegebiet und Bestimmung ihres Einflusses auf das Unterwasserlichtdargebot. In Rucker, J. & Nixdorf, B. (Hrsg.), *Gewässerreport Nr. 8*. BTU Cottbus. Aktuelle Reihe 3/04: 43-52.
- Utermöhl, H., 1958: Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik, *Mitt. Internat. Verein. Limnol.* 9: 1-38.
- Vollenweider, R. A. (Ed.), 1974: A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments. *IBP Handbook Vol. 12*. Blackwell Sci. Publ., Publ., Oxford, 225 pp.
- Wiedner, C. & B. Nixdorf, 1998: Success of chrysophytes, cryptophytes and dinoflagellates over blue-greens (cyanobacteria) during an extreme winter (1995/96) in eutrophic shallow lakes. - *Hydrobiologia* 369/370: 229-235.

Die Burgunderblutalge *Planktothrix rubescens* in Schleswig-Holstein - Erste Untersuchungen an drei ausgewählten Seen

Wolfgang Arp⁽¹⁾ & Bernd Koppelmeyer⁽²⁾

⁽¹⁾ LimPlan, Otawistr. 19, D-13351 Berlin, e-mail: w.arp@limplan.de

⁽²⁾ AquaPlan, Dorfstr. 15, D-14823 Buchholz Rabenstein/Fl., e-mail: aquaplan@envinet.de

Keywords: Phytoplankton, Fluoreszenzmessung, Tiefenchlorophyllmaximum, Algenblüte

Abstract

Three mesotrophic stratified lakes in Schleswig-Holstein/Northern Germany showed very conspicuous red blooms of *Planktothrix rubescens* in the winter of 1998 and some of the subsequent years. To assess factors responsible for this sudden change, the three lakes were sampled for one year with respect to phytoplankton composition, light climate and general lake metabolism. Data from other authors and observations of local residents were also evaluated. *P. rubescens* was observed under two conditions: in winter it occurred in all three lakes throughout the whole water body, in summer it concentrated in a more or less narrow zone of the metalimnion in lake Schmarksee and lake Krummsee. In lake Schmarksee (area (A): 7 ha, maximal depth (z_{\max}): 6,3 m), and in lake Krummsee (A: 12 ha, z_{\max} : 11,5 m), *P. rubescens* found sufficient light and nutrients in the metalimnion while in lake Behlendorfer See (A: 64 ha, z_{\max} : 15,4 m) there was not enough light in the metalimnion for growth of this alga.

In all three lakes *P. rubescens* blooms were observed in up to three consecutive winters. During the following years this algal species showed a decline and in the winter of 2002/2003 and 2003/2004 only single filaments were observed in lake Krummsee and lake Behlendorfer See. Reasons for occurrence and disappearance of *P. rubescens* as well as the relationship between winter bloom and summer metalimnic maximum of this species are discussed.

Kurzfassung

In drei mesotrophen geschichteten Seen in Schleswig-Holstein wurde seit 1998 wiederholt im Winter eine Rotfärbung des Wassers durch Massenvorkommen der Burgunderblutalge, *Planktothrix rubescens*, beobachtet. Um Gründe für diese plötzliche Veränderung aufzuzeigen, wurden die drei Seen von Januar bis November 2002 monatlich, während der Sommerstagnation 2-monatlich, untersucht. Neben Untersuchungen zum Stoffhaushalt und zur Phytoplanktonzönose wurden Tiefenprofile zum Lichtklima und zur Chlorophyll-Fluoreszenz aufgenommen sowie Fremddaten herangezogen.

P. rubescens trat unter zwei Bedingungen vermehrt auf: im sommerlichen Tiefenwasser (Schmarksee, Krummsee) und im Winter im gesamten Wasserkörper (alle drei Seen). Im Schmarksee (Seefläche (A): 7 ha, Maximaltiefe (z_{\max}): 6,3 m) und im Krummsee (A: 12 ha, z_{\max} : 11,5 m) fand *P. rubescens* im Sommer ausreichend Licht und Nährstoffe im nicht durchmischten Metalimnion, während im Behlendorfer See (A: 64 ha, z_{\max} : 15,4m) dieser Tiefenbereich nicht mehr ausreichend Licht erhielt.

In allen drei Seen wurden in bis zu 3 aufeinander folgenden Wintern *P. rubescens*-Blüten beobachtet. Danach zeigte sich eine abnehmende Tendenz der Häufigkeit dieser Algenspezies, die im Krummsee und im Behlendorfer See in Stichproben der Winter 2002/03 und 2003/04 nur noch als Einzelexemplare gefunden wurde. Gründe für das Auftreten bzw. Verschwinden von *P. rubescens* sowie Zusammenhänge zwischen Winterblüte und sommerlicher Entwicklung im Tiefenwasser werden diskutiert.

Einführung

In drei Seen in Schleswig-Holstein (Schmarksee, Krummsee, Behlendorfer See) wurden seit 1998 in verschiedenen Wintern, einhergehend mit einer deutlichen Rotfärbung des gesamten Wasserkörpers, Massenvorkommen der planktischen Burgunderblutalge (*Planktothrix rubescens*) beobachtet. Nach Auskunft von vor Ort ansässigen Personen wurde die Alge in den Jahrzehnten zuvor als Massenvorkommen mit Rotfärbung nie beobachtet.

Die Burgunderblutalge ist eine Blaualgenart, die durch zwei Besonderheiten gekennzeichnet ist: Erstens hat sie auf Grund ihrer roten akzessorischen Photopigmente die Fähigkeit, noch bei sehr geringem Licht zu wachsen und kann dann bei günstigen Bedingungen rote Wasserblüten bilden. Zweitens weist sie eine im Vergleich mit anderen toxinbildenden Blaualgen sehr hohe Toxizität durch das Blaualgentoxin Microcystin auf (FASTNER 1997, FASTNER *et al.* 1999).

P. rubescens findet sich gehäuft in Gewässern verschiedenster Größe, Tiefe und Trophie, sowohl eingeschichtet in tieferen Wasserschichten während der Sommerstagnation, als auch im gesamten Wasserkörper von Herbst bis Frühjahr. Vielfach wurde die Alge in hoher Dichte sowohl in großen Seen des Alpen- und Voralpenlandes (u.a. THOMAS 1964 aus KURMAYER & JÜTTNER 1999, ZIMMERMANN 1969, SAS 1989, WALSBY *et al.* 1998) als auch in Talsperren gefunden (MUR & SCHREURS 1995, FASTNER *et al.* 1999). Ebenso findet sich die Alge häufig in kleineren meso- bis schwach eutroph geschichteten Seen (u. a. ZIMMERMANN 1969, KONOPKA 1980, 1982a und b, FEUILLADE 1994), auch in Norddeutschland (OHLE 1965, KRAMBECK *et al.* 1994, ADLER *et al.* 2000, MISCHKE & RÜCKER 2001, RÜCKER 2000). In großen geschichteten Gewässern mit hoher Trophie wurden phasenweise ebenfalls große Bestände der Burgunderblutalge gefunden, z.B. in Norwegen (SKULBERG 1978) und im Arendsee in Norddeutschland (RÖNICKE *et al.* 1997, TITTEL 1997).

Vor dem Hintergrund der besonderen Bedeutung eines Massenvorkommens der toxischen Burgunderblutalge und des gleichzeitigen Auftretens dieses Phänomens in mehreren Seen Schleswig-Holsteins wurden im Jahr 2002 im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt (LANU) in Schleswig Holstein limnologische Untersuchungen an den drei oben genannten Seen durchgeführt. Ziel war es u. a., mögliche Gründe für das Auftreten der Massenvorkommen von *Planktothrix rubescens* zu beschreiben. Im vorliegenden Artikel wird im Vergleich der drei Untersuchungsgewässer das Phytoplankton, insbesondere *P. rubescens*, im jahreszeitlichen Wechsel beschrieben und bewertet. Neben den planktologischen Untersuchungen und Untersuchungen zum Stoffhaushalt wurden Fluoreszenzmessungen zur Vertikalverteilung des Phytoplanktons und Messungen zum Lichtdargebot im Wasserkörper durchgeführt. Ein Teil der Ergebnisse wird hier vorgestellt.

Untersuchungsgebiet

Schmarksee

Der Schmarksee liegt nordöstlich der Kreisstadt Plön in der Holsteinischen Seenplatte und ist wie die anderen zwei Untersuchungsgewässer dem östlichen Hügelland Schleswig-Holsteins zuzurechnen. Der 6,8 ha große See hat eine mittlere Tiefe von 3,7 m (Tab. 1) und ist fast völlig von einem Baumbestand, meist Schwarzerle, umgeben. Im Uferbereich befindet sich ein lückiger Röhricht- und Schwimmblattgürtel. Submerse Makrophyten sind kaum vorhanden. Der See liegt in einer tief eingeschnittenen Senke. Die umliegenden Hänge, besonders westlich des Sees, steigen bis zu 18 m über den Seespiegel an. Die von Norden kommende Schmarkau passiert den Schmarksee in geringer Entfernung ohne direkt in den See hineinzufließen. Bei Hochwasser muss jedoch von einem Austausch ausgegangen werden. Da der Schmarksee im Regelfall oberirdisch zu- und abflusslos ist, ist das oberirdische Einzugsgebiet auf Flächen nahe am See begrenzt und daher mit 13,2 ha klein (Tab. 1). Das Einzugsgebiet besteht überwiegend aus Grünland und Weideflächen (ARP & KOPPELMEYER 2002).

Tab. 1: Morphometrische und topographische Daten zum Schmarksee, Krummsee und Behlendorfer See (Schmarksee: Daten aus LAWAKÜ (1993) und LANU (1995); Krummsee und Behlendorfer See: LAWAKÜ (1995)). ⁽¹⁾: Umgebungsfaktor = Einzugsgebietsfläche / Seefläche.

Parameter	Schmarksee	Krummsee	Behlendorfer See
Seefläche (ha)	6,8	12	64
Maximale Tiefe (m)	6,3	11,5	15,4
Mittlere Tiefe (m)	3,7	5,5	6,2
Seevolumen (Mio. m ³)	0,25	0,65	3,92
Oberirdisches Einzugsgebiet ohne Seefläche (ha)	13,2	46	726
Umgebungsfaktor ⁽¹⁾	1,9	3,9	11,4

Krummsee

Der Krummsee (Kreis Ostholstein) liegt nordöstlich von Malente und ist ein zu großen Teilen von Wald bzw. Baumbeständen umgebener Toteissee in einer tiefen Geländesenke. Der nördliche Seeteil wird in ca. 200 m Entfernung von einer Gletscherrandlage bogenförmig umspannt. Der 12 ha große See hat eine mittlere Tiefe von 5,5 m (Tab. 1). Der Krummsee hat jeweils einen kleinen Zu- und Abfluss. Das Litoral ist zu großen Teilen mit einem dichten aber niedrigen Polster von *Elodea canadensis* bedeckt. Der See ist im Norden und Westen von Laubwäldern und im Süden von Ackerflächen sowie einem ehemaligen Niedermoor im Bereich des Abflusses umgeben. Im Osten reichen steil abfallende Gartengrundstücke an den See heran. Aufgrund seiner geologischen Entstehung weist der See überwiegend steile Ufer auf. Nach Angaben von 1992 ist das Einzugsgebiet jeweils zur Hälfte mit landwirtschaftlichen Flächen und mit Wald bedeckt (ARP & KOPPELMEYER 2002).

Behlendorfer See

Der Behlendorfer See (Kreis Herzogtum-Lauenburg) liegt westlich von Ratzeburg inmitten einer stark reliefierten Grundmoränenlandschaft und ist ein Grundmoränensee. Der im Mittel 6,2 m tiefe Behlendorfer See ist mit einer Fläche von 64 ha der mit Abstand größte der drei untersuchten Seen (Tab.1). Im flachen Litoral der Südost- und Südwestbuchten ist *Myriophyllum spicatum* flächendeckend vorhanden (ARP & KOPPELMEYER 2002). Im Einzugsgebiet dominiert Geschiebemergel. An der südlichen Seespitze im Bereich des größten Zuflusses befindet sich ein Flachmoortorfbereich. Der See hat drei teils schwach fließende Zuläufe und einen natürlichen Abfluss. Das Ufer des Behlendorfer Sees ist zu großen Teilen steil, mit Uferterrassen bis etwa 50 m Breite. Das Nordufer ist bezüglich der Nutzung nicht erschlossen. Der Erlensaum und ein bewaldeter Steilhang sind erhalten, die Röhrichtzone beschränkt sich auf wenige Meter. Das Südufer ist stärker genutzt (u.a. größere Badestelle, Bootsanleger). Das Einzugsgebiet des Sees wird nach Angaben von 1992 zu 66 % landwirtschaftlich genutzt. Der Waldanteil liegt bei 25 % (ARP & KOPPELMEYER 2002).

Methoden

Feldmethoden

Von Januar bis November 2002 wurden auf den drei Seen an acht Terminen (Ende Jan., Ende Feb., Ende März, Ende April, Ende Mai, Mitte Juli, Ende Aug. und Anf. Nov.) vom Boot aus Probenahmen nahe der tiefsten Stelle durchgeführt. Dabei wurden Proben zur Beschreibung des limnologischen Grundcharakters, des Nährstoffstatus und des Phytoplanktons entnommen. Die Proben für die limnochemischen Analysen wurden während der Durchmischungsphase (Januar bis März sowie November) aus einer Tiefe (0 – 1,5 m) und während der Schichtungsphase (April bis August) aus zwei Wassertiefen (0,5 m und ca. 1 m über Grund) entnommen.

Während jeder Probenahme wurden mit Messsonden der Fa. WTW Vertikalprofile der Wassertemperatur, Sauerstoffsättigung und Leitfähigkeit aufgenommen, des weiteren Messungen zum Lichtdargebot in den einzelnen Tiefenschichten mit einem Lichtquantensensor der Fa. LICOR und einem Messgerät der Fa. BODEWIG & KNÜPFER durchgeführt. Mit diesem Gerät kann die photosynthetisch aktive Strahlung (PAR) im Wellenlängenbereich zwischen 400 und 700 nm in vier verschiedenen empfindlichen Messbereichen erfasst werden. Die Strahlungswerte wurden in Prozent der direkt unter der Wasseroberfläche gemessenen Strahlung umgerechnet und die bei 1% der Strahlung angenommene Untergrenze der euphotischen Zone durch Interpolation berechnet.

Von Juli bis September 2002 wurden Messungen zum Chlorophyllgehalt im Vertikalprofil mit einer Fluoreszenzsonde durchgeführt, die freundlicher Weise vom MPI für Limnologie in Plön, Arbeitsgruppe Dr. Martin Beutler, zur Verfügung gestellt wurde. Die Messungen am 15. August im Schmarksee und 11. September im Krummsee wurden von M. Beutler selbst durchgeführt. Bei dieser Methode wird das Chlorophyll a durch Lichtpulse zwischen 450 und 610 nm Wellenlänge angeregt. Die anschließend durch das Chlorophyll a emittierte Fluoreszenz wird bei 685 nm gemessen. Unterschieden wurde neben dem Äquivalent für das gesamte Chlorophyll a das Äquivalent für das Chlorophyll a von vier spektralen Gruppen (**grüne Gruppe**: Chlorophyceen + Euglenophyceen, **blaue Gruppe**: Cyanophyceen ohne rot pigmentierte Arten, **braune Gruppe**: Heterocontophyta, **gemischte Gruppe**: Cryptophyceen und rot pigmentierte Cyanophyceen; BEUTLER *et al.* 2002 a, b und 2003). Im vorliegenden Bericht wird neben der Gesamtfluoreszenz nur die gemischte Gruppe dargestellt.

Für die Phytoplanktonanalyse wurde aus dem Tiefenbereich 0 – 1,5 m eine integrierte Schöpfprobe entnommen, zusätzlich im Juli und August Proben aus ausgewählten Tiefen. Als Orientierung für die Entnahmetiefe im Sommer dienten die Werte der Licht- und z. T. der Fluoreszenzmessungen (s.u.). In den Zeiten zwischen den Probenahmen vom Boot wurden ab Ende 2001 von Anwohnern in 7 bis 14tägigem Abstand oberflächennahe Schöpfproben für die Planktonanalyse in Ufernähe entnommen, die alle unter dem Mikroskop durchgesehen und teilweise analysiert wurden. Zusätzlich wurden die von M. Beutler entnommenen Tiefenproben von Mitte August und Mitte September analysiert.

Labormethodik

Die limnochemischen Analysen erfolgten im Labor der GfG Gesellschaft für Gewässerbewirtschaftung mbH Berlin nach standardisierten Methoden (ARP & KOPPELMEYER 2002). Für die Phytoplanktonanalyse wurden insgesamt 48 eigene Proben qualitativ und quantitativ analysiert, dazu 17 Proben des MPIL vom Schmarksee und vom Krummsee. Die qualitative und quantitative Analyse des Phytoplanktons erfolgte an einem Umkehrmikroskop der Fa. Leitz bei Hellfeldbeleuchtung mit bis zu 790facher Vergrößerung. Für die quantitative Analyse wurden mindestens 95 % der Biomasse erfasst. Es wurden im Mittel 18 Taxa aufgelistet. Die Organismen wurden durch Auszählen der gesamten Kammer oder von mehreren Transekten ermittelt. Das Biovolumen des Phytoplanktons wurde durch Annäherung an geometrische Körper in Anlehnung an WILLEN (1976), ROTT (1981) und HOEHN *et al.* (1998) ermittelt.

Ergebnisse

Schichtung, Sauerstoff- und Lichtverhältnisse im Wasserkörper

Die drei Untersuchungsgewässer sind sommerlich geschichtete Seen. Im Schmarksee sind jedoch auf Grund seiner geringen Tiefe die Temperaturgradienten schwächer ausgeprägt, sodass, eine geringere vertikale Stabilität als in den zwei anderen Seen vorhanden ist (Abb. 1). Die Wasserkörper der 3 Seen haben Lichtdurchlässigkeiten, die im Jahresmittel größer sind als die Durchmischungstiefe. Die untersuchten Seen weisen ein relativ großes Epilimnion und ein sehr kleines Hypolimnion auf. Im Schmarksee fehlt das Hypolimnion zeitweise. Starke Sauerstoffdefizite treten in allen 3 Seen bereits in der oberen Sprungschicht auf.

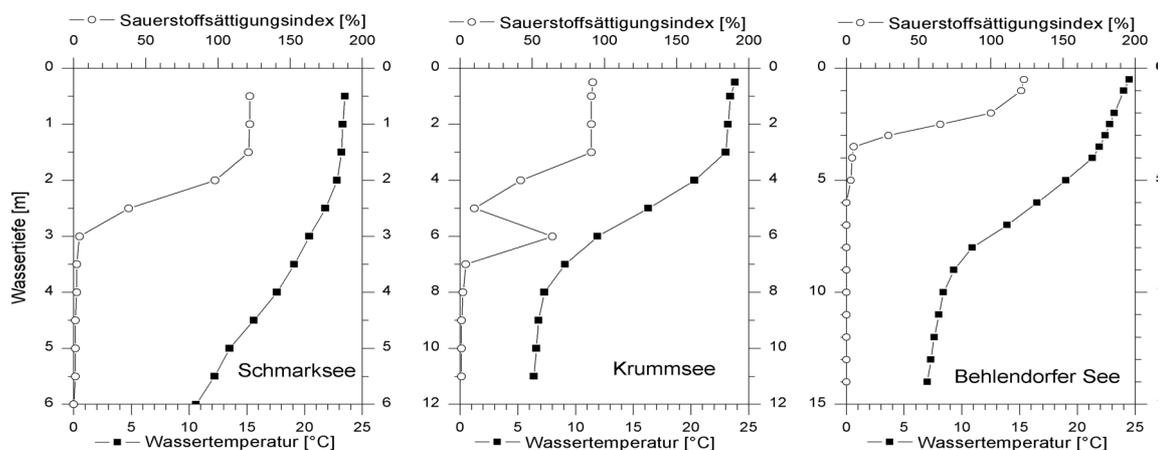


Abb. 1: Vertikalprofile für die Wassertemperatur und den Sauerstoffsättigungsindex im Schmarksee, Krummsee und Behlendorfer See vom 27.8.2002.

Der **Schmarksee** zeigte 2002 trotz seiner relativ geringen Wassertiefe meist recht stabile Temperaturgradienten. Ein Hypolimnion war jedoch nur selten ausgebildet. Die Sprungschicht reichte 2002 mit Ausnahme im Mai bis zum Gewässergrund. Im Jahr 2001 wurde im Juli und August ein Hypolimnion ab 5 m festgestellt (ARP & KOPPELMEYER 2001). Mit einer Mächtigkeit von ca. 2 m nahm das Epilimnion fast 50 % des gesamten Wasserkörpers ein. Während der Schichtung wurden die höchsten Sauerstoffgehalte mit Werten von 150 bis 190 %, in etwa 1,5 bis 2 m Wassertiefe gemessen. Die Obergrenze der anaeroben Zone lag bei 3 bis 4 m Wassertiefe, und in den Proben über Grund war deutlich H₂S festzustellen. Die Messungen zum Lichtdargebot ergaben, dass die Untergrenze der euphotischen Zone, in der noch etwa 1% der direkt unter der Wasseroberfläche gemessenen photosynthetisch aktiven Strahlung vorhanden ist, im Mittel (Median) 2002 bei 2,9 m (Sichttiefe 1,4 m) lag. Die 1 % Grenze lag während der Durchmischung bei gleichzeitiger Massenblüte der Burgunderblutalge im Januar - März bei 2,0 m, im Hochsommer bei 3,7 m.

Im **Krummsee** erreichte das Epilimnion eine Mächtigkeit von 3 m. Die Untergrenze der Sprungschicht lag bei ca. 7 bis 7,5 m Wassertiefe. Im Juli wurden in 3 m Tiefe 155 % Sauerstoffsättigung gemessen, und ab ca. 5 m Tiefe begann die anaerobe Zone. Im August stieg die Sauerstoffsättigung in 6 m Tiefe auf 64 % an. Im Sommer war das gesamte Hypolimnion nahezu sauerstofffrei. Ab 9 – 10 m Wassertiefe wurde H₂S-Geruch festgestellt. Die Untergrenze der euphotischen Zone lag im Mittel (Median) 2002 bei 5,3 m (3,1 m Sichttiefe), während der Durchmischung im Januar - März bei 6,1 m, im Hochsommer bei 4,5 m.

Im **Behlendorfer See** wies das Epilimnion von Mai bis August eine Mächtigkeit von ca. 3 m auf. Die Untergrenze der Sprungschicht lag bei 8 bis 9 m Wassertiefe. Im Sommer begann ab ca. 4 m die anaerobe Zone. Ende August war in 10 m Wassertiefe ein leichter und über Grund ein deutlicher H₂S-Geruch wahrzunehmen. Die Untergrenze der euphotischen Zone lag im Mittel (Median) 2002 bei 5,4 m (Sichttiefe 2,4 m), während der Durchmischung im Jan. - März bei 5,4 m, im Hochsommer bei 3,4 m.

Stoffhaushalt, Trophie

Die Analysen der Haupt-Salzkomponenten weisen den Schmarksee und Behlendorfer See als sehr gut gepufferte und den Krummsee als mäßig gepuffert, durch Kalzium und Hydrogencarbonat geprägte Seen aus. Alle drei Seen sind nach der LAWA-Richtlinie für die Erstbewertung von Seen (LAWA 1999) als mesotroph einzustufen. Die mäßig hohen Phosphorkonzentrationen, im Jahresmittel 49 – 100 µg l⁻¹, wurden mit sehr geringer Effizienz in Phytoplanktonbiomasse umgesetzt, insbesondere im Krummsee (Quotient Chlorophyll a / Gesamtphosphor im Mittel: Krummsee 0,07; Behlendorfer See 0,10; Schmarksee 0,31).

Die elektrische Leitfähigkeit (LF) betrug im **Schmarksee** im Untersuchungszeitraum recht gleichmäßig etwas über 50 mS m⁻¹. Die Phosphorkonzentration lag im Januar 2002 bei knapp 50 µg l⁻¹ Gesamtphosphor (TP). Im Jahresverlauf zeigte sich bis zum Sommer ein Rückgang der Phosphorkonzentration im Epilimnion auf im Mittel 24 µg l⁻¹ TP, verbunden mit einem sehr starken Anstieg in der Tiefenprobe. Ende August 2002 wurden in 5,5 m Tiefe 570 µg l⁻¹ TP gemessen. Zur Herbstzirkulation im November 2002 lagen die Phosphorkonzentrationen mit 180 µg l⁻¹ TP um ein Vielfaches über den Startkonzentrationen vom Januar 2002 (weitere limnochemische Daten siehe ARP & KOPPELMEYER 2002).

Tab. 2: Kenngrößen und Gewässerparameter aus dem Jahr 2002 der 3 Seen im Vergleich. (Frühjahr.: Ende Feb./Ende März; Sommer: Mitte Juli/Ende August; die Proben sind aus 0 – 1,5 m Tiefe entnommen). ⁽¹⁾: Chlorophyll a-Werte, unkorrigiert nach STRICKLAND & PARSONS (1972).

Parameter	Schmarksee	Krummsee	Behlendorfer See
TP Frühjahr ($\mu\text{g l}^{-1}$)	47	86	133
TP Sommer ($\mu\text{g l}^{-1}$)	24	88	41
TN/TP molar Frühjahr	74,4	43,6	36,6
TN/TP molar Sommer	107,4	38,2	73,4
Chlorophyll a Frühjahr ($\mu\text{g l}^{-1}$)	28,90	10,90	8,50
Chlorophyll a Sommer ($\mu\text{g l}^{-1}$)	7,13	0,86	4,49
Biovol. Phytoplankt. Frühjahr ($\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$)	13,11	1,26	1,71
Biovol. Phytoplankt. Sommer ($\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$)	2,65	0,57	1,48
Sichttiefe Frühjahr (m)	0,88	2,20	2,38
Sichttiefe Sommer (m)	1,75	4,05	1,20

Die elektrische Leitfähigkeit lag im **Krummsee** mit 21 mS m^{-1} auf einem niedrigen Niveau. Phosphor erreichte im Januar 2002 einen Wert von $120 \mu\text{g l}^{-1}$ TP. Während der Schichtungsphase war die Phosphorkonzentration im Epilimnion bis in den Juli hinein mit Werten über $100 \mu\text{g l}^{-1}$ TP weiterhin sehr hoch und nahm erst im August auf $27 \mu\text{g l}^{-1}$ TP ab (Mittel für Juli und August: $88 \mu\text{g l}^{-1}$ TP). Ende August 2002 war gleichzeitig eine starke Zunahme der Phosphorkonzentrationen in der Tiefe auf $650 \mu\text{g l}^{-1}$ TP zu beobachten.

Die elektrische Leitfähigkeit lag im **Behlendorfer See** im Mittel bei 35 mS m^{-1} , die Phosphorkonzentrationen von Januar bis März 2002 bei $125 \mu\text{g l}^{-1}$ TP. Während der Sommerstagnation war ein deutlicher Konzentrationsrückgang nahe der Oberfläche auf $30 \mu\text{g l}^{-1}$ TP sowie ein starker Anstieg im Tiefenwasser festzustellen. Ende August wurden in der Tiefenwasserprobe $610 \mu\text{g l}^{-1}$ TP gefunden.

Phytoplankton, Planktothrix rubescens, in situ-Fluoreszenzmessung

Erwartungsgemäß wurde eine enge Beziehung zwischen der Chlorophyll a-Konzentration, der Sichttiefe und dem Phytoplankton-Biovolumen gefunden. Der Anteil des Chlorophyll a am Phytoplankton-Biovolumen lag im Mittel bei 0,29 % (Schmarksee), 0,44 % (Behlendorfer See) und 0,67 % (Krummsee).

Das Phytoplankton des **Schmarksees** (Abb. 2) wurde vom Herbst 2001 bis Ende April 2002 deutlich vom Vorkommen der Burgunderblutalge (*Planktothrix rubescens*) geprägt, mit hohen Biovolumina von im Mittel $15,8 \text{ mm}^3 \text{l}^{-1}$ (Dez.-April), großteils deutlicher Rotfärbung des Wasserkörpers und einem Anteil am Gesamtbiovolumen von 92 – 99 %. Mit Beginn der Schichtung im April verschwand die deutliche Rotfärbung. *P. rubescens* verlagerte ihren Schwerpunkt in die Tiefe. Ende April wurde in 2,5 m Tiefe mit $44,4 \text{ mm}^3 \text{l}^{-1}$ ein 6fach höheres Biovolumen als in 0-1,5 m Tiefe ermittelt. Ab Mai begann sich die Blüte der Burgunderblutalge im Epilimnion bei gleichzeitig abnehmenden Gesamt-Biovolumina deutlich aufzulösen, während andere Algengruppen bei erhöhter Lichteinstrahlung und hohen Nährstoffkonzentrationen in der Menge zunahm. Im Juni dominierten neben *P. rubescens* vor allem

schnellwachsende Taxa (centrale Diatomeen, *Cryptomonas spp.*). Ab Juli, bei deutlich abnehmenden Phosphorkonzentrationen im Epilimnion, wurden neben centralen und pennalen Kieselalgen v.a. langsamwachsende, schlecht fressbare Taxa vorherrschend (*Ceratium cf. hirundinella*, *Peridinium spp.*). Hinzu kamen nostocale Blaualgen, die im August dominant wurden (*Anabaena cf. mendotae*, *A. cf. macrospora*, *Aphanizomenon flos aquae*).

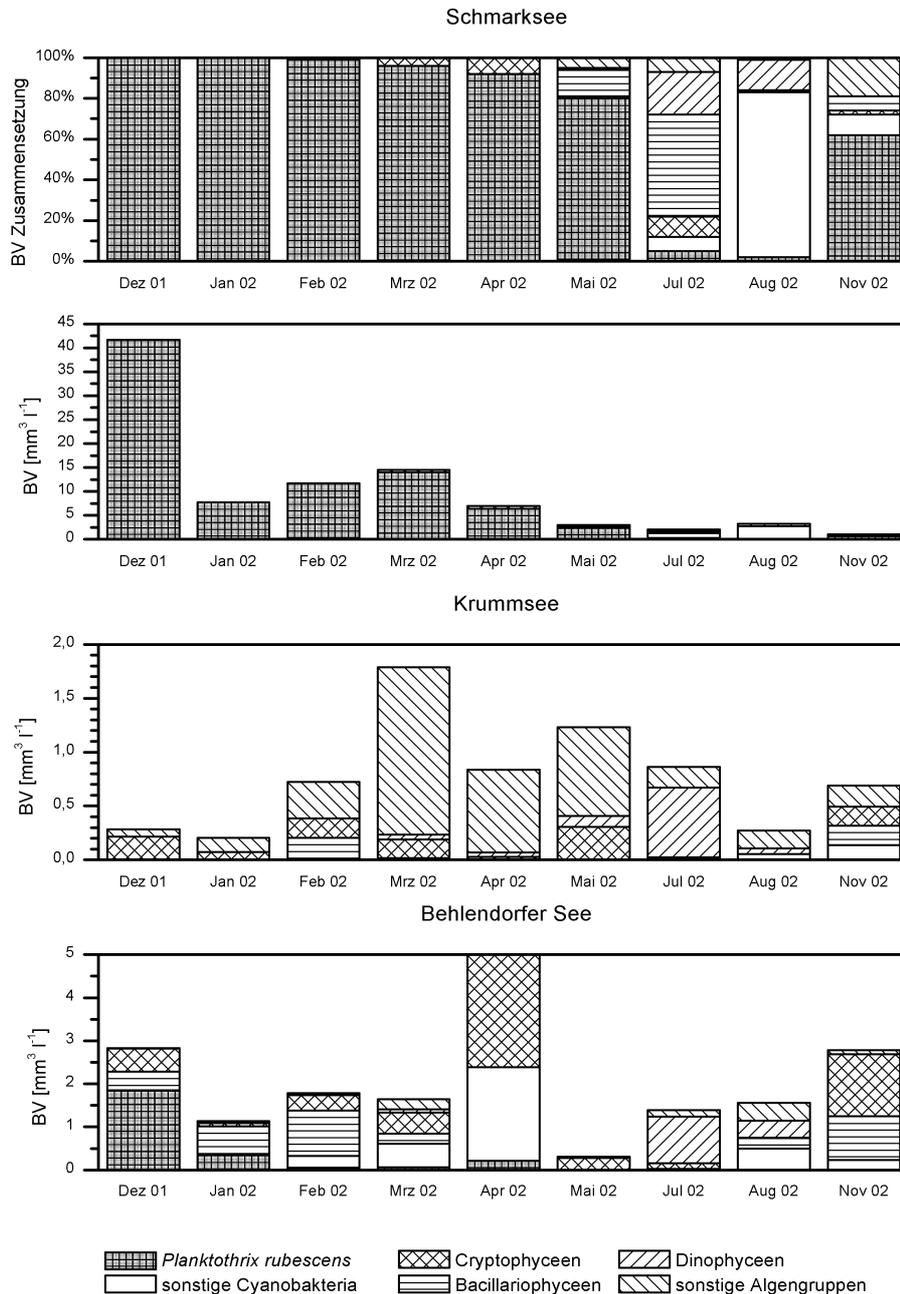


Abb. 2: Phytoplankton 2002 im Schmarksee (obere zwei Abb.), Krummsee und Behlendorfer See in 0 – 1,5 m Tiefe (eigene Proben der Bootsprobenahmen). Die Dez.-Proben wurden unter Eis genommen. „Sonstige Algen“ im Krummsee: im Febr. u. März Chlorophyceen, im April *Chrysochromulina parva* und im Mai Conjugatophyceen.

Das Phytoplankton des Metalimnions im Juli und August 2002 im Schmarksee unterschied sich deutlich vom Plankton des Epilimnions. Es hatte sich ein Tiefenchlorophyllmaximum (DCM) ausgeprägt, das insbesondere Mitte Juli in 4 m Tiefe mit über $80 \mu\text{g l}^{-1}$ hohe Werte der Chlorophyll a-Fluoreszenz aufwies. Es wurde von *P. rubescens* dominiert (Probe für

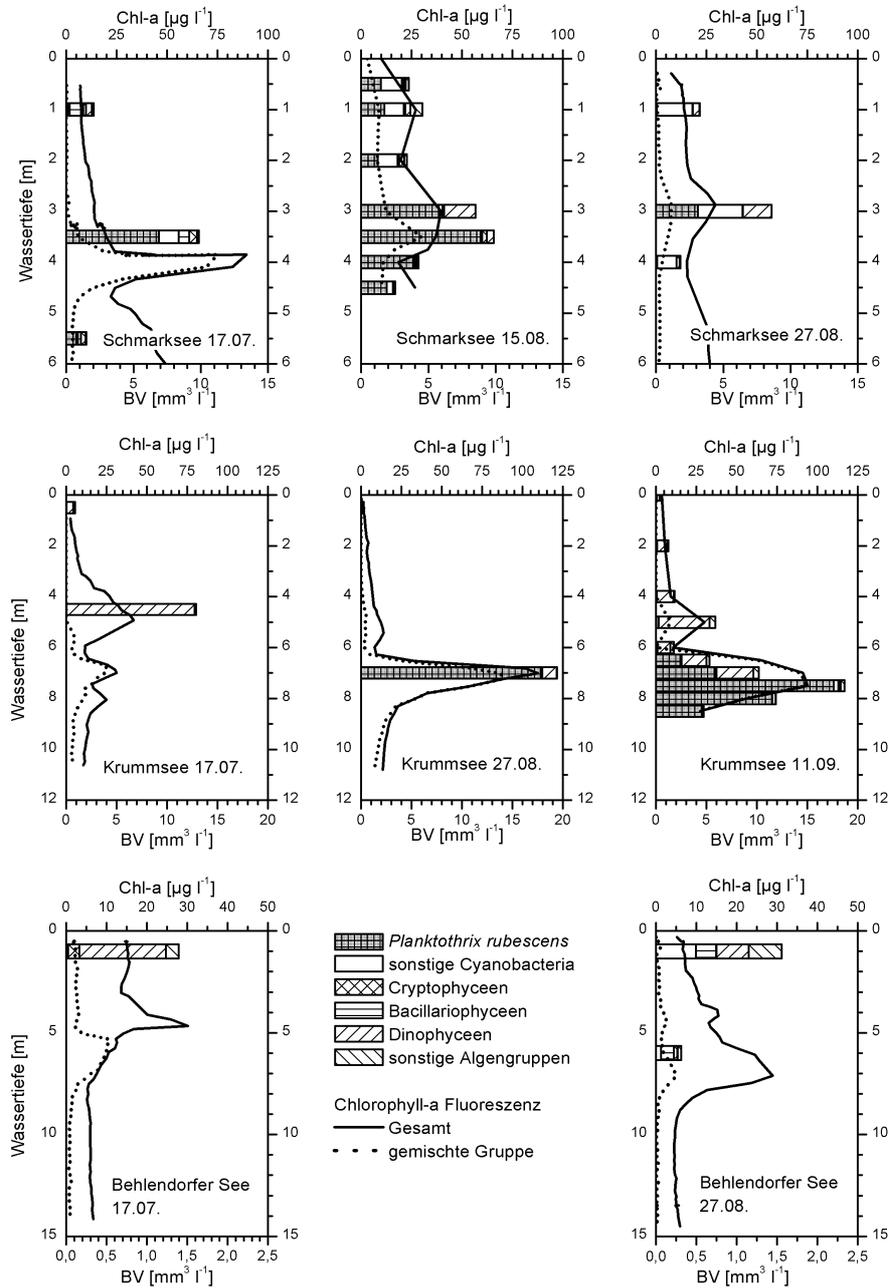


Abb. 3: Schmarksee, Krummsee und Behlendorfer See im Sommer 2002: Vertikalprofile der Fluoreszenzmessung und mikroskopischen Analyse im Vergleich.

Fluoreszenzmessung: Durchgezogene Linie = Gesamt-Chl a-Äquivalent und gestrichelte Linie = Gemischte Gruppe (Cryptophyceen + rot pigmentierte Cyanophyceen).

Mikroskopische Analyse: Horizontale Balken = Biovolumina ausgewählter Tiefen. Im Schmarksee in 5,5 m Tiefe wurde in hoher Dichte *Thiopedia rosea* gefunden, aber nicht quantifiziert. Die Fluoreszenzdaten vom 15.8. (Schmarksee) und 11.9. (Krummsee) wurden von M. Beutler erhoben.

mikroskopische Analyse aus 3,8 m Tiefe; $6,9 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$). Unterhalb des Vorkommens von *P. rubescens* wurde in hoher Anzahl das phototrophe Bakterium *Thiopedia rosea* gefunden. ANAGNOSTIDIS & OVERBECK (1966) fanden im benachbarten Plußsee ebenfalls große Mengen dieser Art.

Schwere Unwetter ab 18. Juli 2002 und kühlere Temperaturen bis zum 9. August waren vermutlich im Schmarksee die Ursache für die Veränderungen in der Vertikalverteilung des Phytoplanktons und die erhöhten Werte für *P. rubescens* im Epilimnion Mitte August. In der Folge nahm bis Ende August *P. rubescens* in der gesamten Wassersäule deutlich ab, mit den Höchstwerten in 3 m Tiefe ($3,1 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$). Das DCM in 3 m Tiefe wies Mitte und Ende August bei der Fluoreszenzmessung für alle Algengruppen zusammen etwa dreifach geringere Werte als Mitte Juli auf. Die Fluoreszenzpeaks der „gemischten Gruppe“ im Metalimnion, die *P. rubescens* zuzuordnen waren, hatten im August in der Spitze sogar 10fach geringere Werte gegenüber Mitte Juli (Abb. 3).

Die Phytoplanktonzusammensetzung im Sommer 2001 wies Ähnlichkeiten zu 2002 auf. Es wurde 2001 ebenfalls ein erhöhtes Vorkommen von *P. rubescens* in der Sprungschicht gefunden. Das Maximum wurde bei diesen Untersuchungen nicht genau lokalisiert (ARP & KOPPELMEYER 2001).

Im Herbst 2002 nach der herbstlichen Durchmischung blieb die Fadendichte von *P. rubescens* annähernd konstant. Sie betrug von Ende September bis Anfang November $0,6 - 0,7 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$. Der Anteil am Gesamtbiovolumen nahm von 21 % (September) auf 62 % (November) zu (Abb. 2).

Das Phytoplankton des **Krummsees** (Abb. 2) wurde im Winter 2001/2002 durch schnellwachsende kleine Formen geprägt (Cryptophyceen, v.a. *Rhodomonas minuta*, Chlorophyceen, u.a. *Chlamydomonas spp.*, *Chlorella spec.*, *Closterium acutum var. variabile* und zentrale Diatomeen). Bis Ende März wurden Biovolumina bis maximal $3,3 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ ermittelt, meist $\text{BV} < 2 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$. *P. rubescens* wurde im Dezember und Januar vereinzelt, im März gar nicht gefunden. Im April, nach Beginn der Schichtung, ging der Phytoplanktongehalt im oberen Wasserkörper auf $0,8 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ zurück, während gleichzeitig in tieferen Schichten eine Planktonanreicherung stattfand. In 4 m Tiefe war der Chlorophyll a-Gehalt mit $4,8 \mu\text{g l}^{-1}$ deutlich höher. Die deutlich dominierende Planktongruppe in beiden Tiefen war *Chrysochromulina parva* (Haptophyceen). *P. rubescens* wurde im April nur vereinzelt gefunden. Mitte Mai vollzog sich im Epilimnion ein deutlicher Artenwechsel hin zu schnellwachsenden Taxa insbesondere aus der Gruppe der Conjugatophyceen (*Staurastrum sp.*, *Cosmarium holmiense var. integrum*) und verschiedenen coccalen Chlorophyceen. Conjugatophyceen kommen vermehrt in Gewässern mit mäßigem trophischen Niveau und mäßigem Elektrolytgehalt vor (COESEL 1983), wie es auch für den Krummsee gilt. Tiefenproben aus der Sprungschicht wurden im Mai nicht untersucht. Im Juli dominierte im Epilimnion und oberen Metalimnion sehr deutlich *Ceratium cf. hirundinella.*, bei einem Gesamt-Biovolumen $< 1 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$. Ende August herrschten daneben v.a. *Chrysochromulina parva*, *Staurastrum sp.* und *Planktolyngbya limnetica* vor.

Im Krummsee wurde im Sommer in 7 – 7,5 m Tiefe bei der Fluoreszenzmessung ein deutlicher Chlorophyll-a-Peak für die „gemischte Gruppe“ gefunden. Mikroskopische Analysen von Proben aus 7 m Ende August und 7,5 m Mitte September ergaben für diese Bereiche ein nahezu ausschließliches Vorkommen von *P. rubescens* mit sehr hohen Fädendichten ($17,8$ bzw. $17,6 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$; Abb. 3). Anfang November dominierten nach der Durchmischung bei ei-

nem Gesamtbiovolumen von $0,7 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ verschiedene Taxa der Cyanophyceen (u. a. *Aphanizomenon flos-aquae*), Cryptophyceen und Diatomeen. Der Anteil von *P. rubescens* am Gesamtbiovolumen betrug 7 %.

Das Phytoplankton des **Behlendorfer Sees** (Abb. 2) wurde im Dezember 2001 und Januar 2002 in erster Linie von *P. rubescens* ($1,8 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ Ende Dezember) und großen pennalen Diatomeen (*Asterionella formosa*, *Fragilaria ulna* var. *acus*) geprägt. Ab Februar verringerte sich der Anteil der Burgunderblutalge zunehmend, und insbesondere die pennalen Diatomeen sowie *Cryptomonas* spp. und *Aphanizomenon gracile* nahmen zu. Im März und April waren daneben auch Chlorophyceen (v.a. *Micractinium pusillum* und *Dictyosphaerium pulchellum*) häufig. Im April nach beginnender Schichtung vollzog sich sehr schnell ein Wechsel bei den dominanten Taxa in tieferen Wasserschichten. In 4,5 m Tiefe prägte das Planktonbild neben *Aphanizomenon gracile* vor allem *Micractinium pusillum*. *P. rubescens* mit Biomasseanteilen 4 - 11 % im März und April hatte im April in 4,5 m Tiefe in etwa die gleichen Werte wie im Epilimnion. Ende April wurde mit $5,0 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ das höchste Gesamtbiovolumen im Jahresverlauf ermittelt.

Nach Zusammenbruch der Frühjahrspopulation dominierten im Mai und Juni im Behlendorfer See deutlich die schnellwachsenden und mobilen Cryptophyceen, v.a. *Cryptomonas* cf. *erosa*. Ab Ende Juni nahmen dann im Epilimnion Sommerformen, in erster Linie Dinophyceen und koloniebildende Chlorophyceen, v.a. *Micractinium pusillum*, deutlich zu. Ende August kamen noch pennale Kieselalgen (*Fragilaria ulna* var. *acus*) und verschiedene Cyanophyceen dazu (*Anabaena* spp., *Microcystis* sp., *Pseudanabaena* sp.). Mitte Juli in annähernd 5 m Tiefe und Ende August in 6 bis 7 m wurde bei der Fluoreszenzmessung ein Chlorophyllpeak der „braunen Gruppe“ gemessen. Ende August wurde eine Planktonprobe aus 5,5 m Tiefe mikroskopisch analysiert. Bei deutlich geringerem Gesamt-Biovolumen ($0,3 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$) als im Epilimnion ($1,6 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$) dominierte vor allem *Fragilaria ulna* var. *acus*. Das phototrophe Bakterium *Thiopedia rosea* wurde in geringer Dichte gefunden. Von Mai bis August wurde *P. rubescens* in keiner Probe ermittelt. Proben im Juli aus der Tiefe der Fluoreszenzpeaks (Gesamtfluoreszenz und gemischte Gruppe) wurden nicht entnommen. Voraussichtlich waren in der Tiefe des Peaks der gemischten Gruppe Cryptophyceen eingeschichtet. Funde der Burgunderblutalge gab es erst wieder Anfang November (Einzelfunde; Abb. 2 u. 3).

Diskussion

Allgemeines zum Vorkommen von *Planktothrix rubescens*

Die phasenweise starke Dominanz der Burgunderblutalge *Planktothrix rubescens* in Seen ist auf das Zusammenwirken mehrerer Eigenschaften zurückzuführen. Neben der Auftriebsregulation durch Gasvakuolen, geringen Lichtansprüchen (insbesondere bei Oscillatoriales) und inhibitorischen Effekten z.B. auf viele herbivore Zooplankter, sind von *P. rubescens* u.a. folgende Eigenschaften bekannt:

1. Die Burgunderblutalge hat im Wachstum durch das akzessorische Pigment Phycoerythrin eine tiefrote Farbe und kann sehr effizient Licht in Wellenlängen aufnehmen, das die meisten anderen Algen nicht nutzen können. Gleichzeitig ist die Burgunderblutalge sehr empfindlich gegenüber hoher Lichtintensität (u.a. ZIMMERMANN 1969). Eine optimale Einschichtung der Burgunderblutalge geschieht bei sehr geringer Lichtintensität. In einem kleinen mesotrophen geschichteten See verharrten die Fäden bei einer Lichteinstrahlung von $20 - 50 \mu\text{E m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ oder etwa 1 - 3 % der photosynthetisch aktiven Strahlung in 6 - 9 m Tiefe (KONOPKA 1982 a). Hohe Lichtintensität kann zum Verschwinden der Alge führen. Dies lässt sich auch durch

das Verhältnis der euphotischen Zone zur durchmischten Zone Z_{eu}/Z_{mix} darstellen. In der Mehrzahl weltweit untersuchter Gewässer verschwand *P. rubescens*, wenn der Quotient größer als 1,5 war, oft auch schon bei kleineren Werten (NÜRNBERG & LAZERTE 2000). Blüten dieser Alge an der Oberfläche kommen somit in der Regel in den Monaten mit geringen Lichtintensitäten vor – in unseren Breiten von Oktober bis April/Mai. Während der Zeiten hoher Lichtintensität im Sommer löst sich die Alge in den Oberflächenschichten in der Regel auf bzw. zieht sich in tiefere Wasserschichten geringer Lichtintensität zurück.

2. Die Burgunderblutalge wächst bei Phosphorkonzentrationen von mehr als ca. $20 \mu\text{g l}^{-1}$ TP, optimal jedoch bei deutlich mehr als $20 \mu\text{g l}^{-1}$. Die Alge ist empfindlich gegen Stickstoffmangel, jedoch nicht so empfindlich gegenüber der Abnahme von Phosphor, da sie in Zeiten mit höheren Phosphor-Konzentrationen diesen im Überschuss aufnehmen und speichern kann (NÜRNBERG & LAZERTE 2000).

3. Die Burgunderblutalge toleriert oder bevorzugt evt. sogar geringe oder fehlende Sauerstoffmengen (u.a. STEINBERG & HARTMANN 1988). Oft ist die Anwesenheit von *P. rubescens* mit hohen Sauerstoffkonzentrationen, meist knapp oberhalb des Vorkommens der Alge, verbunden. Vermutlich ist die Alge nicht tolerant gegen Schwefelwasserstoff (ADLER *et al.* 2000).

4. Obwohl *P. rubescens* meist in tieferen Wasserschichten und in kälteren Jahreszeiten gefunden wurde, somit bei tieferen Wassertemperaturen, wurden auch Wasserblüten bei höheren Temperaturen, z. B. bis 21°C in Talsperren auf Sardinien, gefunden (NÜRNBERG & LAZERTE 2000). Das Temperaturoptimum im physiologischen Versuch lag bei 30°C (ZIMMERMANN 1969).

5. *P. rubescens* wächst insbesondere in gut gepufferten, kalkreichen Seen (NÜRNBERG & LAZERTE 2000).

6. Die Burgunderblutalge hat aufgrund der relativ großen Dicke und Länge der einzelnen Fäden und vor allem durch ihre Toxizität (KURMAYER & JÜTTNER 1999) möglicherweise den Vorteil, vom Großteil des Zooplanktons kaum gefressen zu werden. Hierzu gibt es jedoch widersprüchliche Aussagen. Maximale Toxinproduktion erzielt *P. rubescens* vornehmlich bei für sie optimaler Lichteinstrahlung.

Vorkommen von Planktothrix rubescens in den Untersuchungsgewässern

Planktothrix rubescens war eine der häufigsten Phytoplanktonarten in den letzten Jahren im Schmarksee, Krummsee und Behlendorfer See. Die Auswertung eigener Daten und Fremddaten zeigt dies insbesondere für den kleinsten der drei Seen, den Schmarksee. Seit den ersten eigenen Untersuchungen vom Frühjahr 2001 (ARP 2001) wurde *Planktothrix rubescens* in jedem Jahr in großer Dichte im Schmarksee gefunden, sowohl während der Sommerstagnation im Metalimnion (2003 wurden keine Proben genommen) als auch im Winterhalbjahr im gesamten Wasserkörper. Auch aus früheren Jahren sind Vorkommen, auch Massenentwicklungen aus diesem See bekannt (UTERMÖHL 1925; Tab. 3).

Im Krummsee dominierte die Burgunderblutalge drei Winter nacheinander den See mit deutlicher Rotfärbung (1998/99 bis 2000/01; Informationen durch Anwohner aus Krummsee), ebenso 2002 und 2004 in der Sprungschicht in 7 bis 7,5 m Tiefe mit hoher Dichte (Abb. 3). 2003 wurde nicht beprobt. Bei stichprobenartigen Untersuchungen 1992 wurde die sehr ähnlich aussehende *P. agardhii* häufig im Krummsee beobachtet (LAWAKÜ 1995).

Im Behlendorfer See wurde nur im Winter 2000/01 eine Massenentwicklung von *P. rubescens* mit Rotfärbung des Sees beobachtet, ansonsten in den Wintern danach in geringer Dichte bzw. als Einzelfund. Im Metalimnion des Behlendorfer Sees wurde diese Art im Sommer 2002 nicht nachgewiesen (Tab. 3).

Tab. 3: Vorkommen von *Planktothrix rubescens* im Schmarksee, Krummsee und Behlendorfer See. Die Befunde für die Winter 2002 und 2003 beruhen auf der Untersuchung jeweils nur einer Uferprobe. ⁽¹⁾:UTERMÖHL 1925, Angaben zur Probentiefe fehlen. ⁽²⁾: archivierte Proben (Epilimnion) des Max-Planck-Institutes für Limnologie in Plön. ⁽³⁾: Beobachtungen von Anwohnern. ⁽⁴⁾: pers. Mitt. B. Meyer. ⁽⁵⁾ Kreisverwaltung Herzogtum-Lauenburg; - = kein Vorkommen, + = Einzelfund, ++ = Dominanz, +++ = Massenentwicklung, leer = keine Angaben.

Jahr	Schmarksee		Krummsee		Behlendorfer See	
	Sommer Metalimnion	Herbst-Frühjahr gesamt.Wasserkörper	Sommer Metalimnion	Herbst-Frühjahr gesamt.Wasserkörper	Sommer Metalimnion	Herbst-Frühjahr gesamt.Wasserkörper
1922	+++ ⁽¹⁾					
1923	+++ ⁽¹⁾					
1993	+ ⁽²⁾					
1995	+ ⁽²⁾					
1998				+++ ⁽³⁾		
1999				+++ ⁽³⁾		
2000		+++		+++ ^(3,4)		+++ ⁽⁵⁾
2001	+++	+++		+		++
2002	+++	++	+++	+	-	+
2003		++		+		+
2004	+++		+++			

Mögliche Gründe für das (Nicht)-Vorkommen von Planktothrix rubescens

In zwei der drei Untersuchungsgewässer (Schmarksee und Krummsee) wurden hohe Dichten von *P. rubescens* sowohl im Sommer im Metalimnion als auch im Herbst bis Frühjahr im gesamten Wasserkörper beobachtet. Für die Einschichtung von *P. rubescens* im Sommer im Metalimnion ist es von Vorteil, wenn ein möglichst großes Inokulum im Frühjahr im gesamten Wasserkörper vorhanden ist. Ebenso ist ein herbstliches Wachstum im gesamten Wasserkörper um so wahrscheinlicher, je größer das Inokulum des metalimnischen Vorkommens vom Sommer ist.

Im **Schmarksee** war nach dem Massenvorkommen vom Spätherbst 2001 bis Frühjahr 2002 das Inokulum für eine Einschichtung der Burgunderblutalge ins Metalimnion im Sommer 2002 sehr groß. Ende April wurde in 2,5 m Tiefe ein 6fach höheres Vorkommen als im Epilimnion gefunden. Dies war förderlich für ein frühes ausgeprägtes DCM mit Dominanz von *P. rubescens* Mitte Juli 2002.

Im Schmarksee herrschen meist günstige Bedingungen während der sommerlichen Stagnation für die Herausbildung eines DCM mit Dominanz von *P. rubescens*. Die geringe Seefläche und die Kessellage des Sees bedeuten zum einen im Sommer trotz eines nicht sehr steilen Temperaturgradienten eine meist stabile Schichtung. Die Lichtverhältnisse waren 2002 günstig für die Etablierung eines DCM mit *P. rubescens*. Der für ein Wachstum von *P. rubescens* optimale Bereich mit einer Lichteinstrahlung von $20 - 50 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ lag Mitte Juli 2002 zwischen 3,5 und 4 m Tiefe (einmalige Messung bei Bewölkung vormittags). Das DCM mit Dominanz von *P. rubescens* wurde in dieser Zeit in 4 m Tiefe gefunden, in einem Bereich mit 3 – 4 % Sauerstoffsättigung. Ebenso war die relativ hohe Temperatur in der jeweiligen Tiefe der Sprungschicht für ein Wachstum günstig. Mitte Juli wurden im Bereich des DCM in 4 m Tiefe $16,1^\circ \text{C}$ gemessen.

Aufgrund des geringen Temperaturgradienten und der geringen Tiefe des Schmarksees haben äußere Ereignisse wie Unwetter oder stärkere Temperaturschwankungen während des Sommers einen deutlichen Einfluss auf die Planktodynamik in der euphotischen Zone. Am 18. Juli 2002 gab es schwere Unwetter im Untersuchungsgebiet, danach bis etwa 9. August weiterhin starke Niederschläge und deutlich tiefere Lufttemperaturen. Diese Wetterschwankungen führten im Schmarksee zur Umwälzung des größten Teils des gesamten Wasserkörpers. Dies wird auch durch das Temperaturprofil Mitte August belegt, in dem im Tiefenwasser noch Temperaturen über 15°C festgestellt wurden. Die Folge war eine drastische Veränderung der Vertikalverteilung der Algengruppen. Bedingt durch die Durchmischung des Wasserkörpers wurden die angereicherten Nährstoffe des Tiefenwassers in die oberen Schichten verfrachtet, so dass die Algendichte in der euphotischen Zone zunahm. Gleichzeitig verringerte sich die Sichttiefe. Es dominierten die ebenfalls zur Auftriebsregulation fähigen Nostocales sowie *P. rubescens*. Das DCM mit Dominanz von *P. rubescens* lag Mitte August 0,5 m höher in 3 m Tiefe und war deutlich verkleinert (Abb. 3). Ursache dafür war, dass durch die Zerstörung des DCM ab Mitte Juli ein Großteil der Fäden von *P. rubescens* in die obersten Wasserschichten gelangte. Nahe der Wasseroberfläche bei hoher Lichteinstrahlung wurden dann möglicherweise zahlreiche Fäden durch Photooxidation zerstört, bevor sie durch Dichtezunahme wieder nach unten sanken (WALSBY 1994). Danach, ab Mitte August bis zum Beginn der Herbstzirkulation, war die Zeit zu kurz, um erneut ein ausgeprägtes DCM zu bilden.

Durch das dezimierte spätsommerliche Inokulum von *P. rubescens* im August waren im Herbst 2002 die Voraussetzungen für ein Wachstum im gesamten Wasserkörper des Schmarksees nicht optimal. Ende August betrug der Anteil des Biovolumens der Burgunderblutalge am Gesamtbiovolumen in der euphotischen Zone nur noch ca. 20 %. Nach der Durchmischung im September wuchs *P. rubescens* bis Anfang November nicht mehr weiter, so dass im Spätherbst / Winter 2002 keine Massenblüte beobachtet werden konnte. Ein Jahr zuvor zu Beginn der Massenblüte wurden Mitte November mit $12,2 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ 20fach höhere Werte für *P. rubescens* ermittelt.

Im **Krummsee** gab es von Herbst 2001 bis Frühjahr 2002 trotz der Massenblüten in den drei Wintern zuvor nahezu kein Vorkommen von *P. rubescens*. Trotzdem bildete die Alge im Sommer im unteren Metalimnion in 7 – 7,5 m Tiefe ein DCM, im Juli in noch geringer Ausprägung und Ende August und Mitte September in hoher Dichte aus. Wahrscheinlich ist es, dass im Frühjahr bei beginnender Schichtung, steigender Lichteinstrahlung und höheren Temperaturen der Auftrieb der Fäden initiiert wurde, welche in geringeren Wassertiefen auf dem Sedimentboden lagern. Wichtige Voraussetzung dafür sind höhere Wassertemperaturen,

weil es möglicherweise einer bestimmten minimalen Respiration bedarf, um Gasvakuolen zu produzieren (z.B. SHAPIRO 1997, aus HYENSTRAND *et al.* 1998).

Mitte Juli wurde im Krummsee im Tiefenbereich von *P. rubescens* eine Lichtintensität von $0 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ gemessen. Die Sauerstoffsättigung in dieser Schicht betrug 1 %. Die 1 % Grenze des Oberflächenlichtes lag weiter oben bei 5,7 m, der Bereich einer Einstrahlung von 20 – 50 $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ bei 4,5 bis 5,2 m (einmalige Messung bei Bewölkung, mittags). Möglicherweise schichtete sich *P. rubescens* in dieser sehr lichtschwachen Zone wegen Konkurrenzvermeidung oder günstigerer Nährstoffbedingungen ein. In 7 m Tiefe wuchs *P. rubescens* sehr langsam. Bei Temperaturen $< 10^\circ \text{C}$, somit deutlich kälter als im Metalimnion des Schmarksees, entwickelte sich bis Mitte Juli im Verhältnis zum Schmarksee ein relativ kleines DCM. Erst mit zunehmender Dauer bis Ende August wuchs die Population deutlich an und bildete im August bis in den September hinein ein sehr ausgeprägtes Tiefenchlorophyllmaximum (Abb. 3). Doch selbst dieses große Inokulum, Mitte September mit einem Anteil des Biovolumens von *P. rubescens* am Gesamtbiovolumen in der euphotischen Zone von ca. 50 %, konnte im Herbst 2002 für kein weiteres Wachstum der Burgunderblutalge sorgen. Anfang November wurde im gesamten Wasserkörper für *P. rubescens* ein Biovolumen von $0,05 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ ermittelt.

Im Krummsee ist die Zeitspanne für ein herbsthliches Wachstum von *P. rubescens* im durchmischten Wasserkörper kürzer als im Schmarksee. Somit ist die Möglichkeit für die Entwicklung einer winterlichen Massenblüte eingeschränkter. Da *P. rubescens* während der Sommerstagnation deutlich tiefer als im Schmarksee eingeschichtet ist und somit auch der Zeitpunkt der beginnenden Zirkulation der Alge im Wasserkörper einige Wochen später liegt, ist bei nicht mehr so hohen Temperaturen insbesondere die Sonneneinstrahlung im Oktober von großer Wichtigkeit. Vorliegende Monatsmittelwerte der Globalstrahlung zeigen für den Oktober 2002 keine deutlichen Abweichungen zu den Jahren davor an. Im Oktober 2002 waren die Lufttemperaturen jedoch relativ gering.

Im **Behlendorfer See** gab es zu Beginn der Untersuchungen im Winter 2001/02 ein erhöhtes Vorkommen der Burgunderblutalge mit Werten bis $1,8 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$, jedoch ohne Rotfärbung des Sees. (Die Rotfärbung im Schmarksee wurde bei deutlich höheren Biomassen beobachtet.) Dieses Vorkommen verringerte sich kontinuierlich bis in den Frühling 2002 hinein. Ab Mai 2002 war die Alge aus dem Wasserkörper verschwunden. Anders als im Krummsee und Schmarksee bildete sich im Behlendorfer See 2002 kein metalimnisches Vorkommen der Burgunderblutalge heraus. Trotz der vermutlich an der Sedimentoberfläche liegenden Fäden vom zurückliegenden Winter und von der Massenblüte ein Jahr zuvor waren die Bedingungen während der Sommerstagnation im Wasserkörper ungünstig für eine Etablierung in der Sprungschicht. Bei geringen sommerlichen Sichttiefen um 1,0 bis 1,4 m lag die euphotische Zone bei ca. 3,4 bis 4 m Tiefe. Dieser Bereich war im windexponiertesten der drei Seen die Grenzzone zwischen Epi- und Metalimnion, somit ein Bereich mit zu geringer räumlicher Stabilität, um bei wechselnden Bedingungen die langsamwachsende *P. rubescens* zu etablieren. Das fehlende metalimnische Vorkommen war vermutlich Ursache dafür, dass im Herbst 2002 im gesamten Wasserkörper nur einzelne Fäden gefunden wurden.

Zusammenfassende Diskussion

Bei der Suche nach den Ursachen für das plötzliche Auftreten von Massenblüten von *P. rubescens* in den letzten Jahren (z. B. Veränderungen im trophischen Zustand), ist der Vergleich mit Altdaten der Untersuchungsgewässer von Interesse. Einzeldaten vom Krummsee und Behlendorfer See von 1992 (eine Frühjahrs- und eine Sommerprobe; LAWAKÜ

1995) ergeben keine gesicherten Angaben zu Veränderungen der trophischen Verhältnisse in den letzten 10 Jahren. Daten einzelner Messungen des Zeitraums 1992 – 1995 vom Schmarksee (STÄHR & RECK-MIETH 1998) weisen nicht auf trophische Veränderungen seit Anfang der 90er Jahre hin.

Im Schmarksee zeigen die Untersuchungen von UTERMÖHL (1925) eher an, dass die Burgunderblutalge vermutlich seit vielen Jahrzehnten ein dominanter Vertreter des Phytoplanktons dieses Sees ist, wenn auch seitdem keine Beobachtungen von Massenentwicklungen vorliegen. Eine Prognose für die Wiederkehr einer Massenblüte von *P. rubescens* hat viele Unwägbarkeiten. Im Folgenden sollen hierfür notwendige Rahmenbedingungen beschrieben werden.

Eine Dominanz von *P. rubescens* bis hin zur winterlichen Massenblüte setzt zum einen voraus, dass zu Herbstbeginn ein möglichst großes Inokulum vorhanden ist. Im Krummsee und eingeschränkt im Schmarksee sind die Bedingungen für die Ausprägung eines metalimnischen DCM mit Dominanz von *P. rubescens* oft günstig, da die durchlichtete Zone bis unter die Sprungschicht reicht. In der folgenden Phase der herbstlichen Durchmischung ist eine Kombination verschiedenster steuernder Faktoren (Licht, Mixis, Nährstoffe, Temperatur) notwendig, um ein optimales Wachstum von *P. rubescens* zu ermöglichen. Im Herbst entstehen in Seen vielfach ausgeprägte Algenblüten, oft bestehend aus fädigen Formen. Bei beginnender Durchmischung des Wasserkörpers mit Nährstoffnachschub aus dem Tiefenwasser und weiterhin relativ hohen Wassertemperaturen finden sich diese herbstlichen Peaks insbesondere in eutrophen Gewässern (SOMMER *et al.* 1986). Die drei Untersuchungs-gewässer sind nach der LAWA-Bewertung zwar mesotrophe Gewässer, weisen aber aufgrund ihres kleinen Wasservolumens und der starken Anreicherung von Nährstoffen während des Sommers im Hypolimnion bzw. im Herbst im gesamten Wasserkörper relativ hohe Nährstoffgehalte auf (91 – 178 $\mu\text{g l}^{-1}$ TP Anfang November 2002). Bei schnell abnehmenden Lichtintensitäten im Verlauf des Herbstes ist die Primärproduktion auf einen kurzen Zeitraum beschränkt und daher in dieser Jahreszeit besonders von Wetterschwankungen abhängig (SOMMER *et al.* 1986).

Ein weiterer möglicher steuernder Faktor ist die Strenge des Winters. Eine große Anzahl besonders milder Winter nacheinander ab Ende der 80er Jahre des letzten Jahrhunderts wurde allgemein in Mittel- und Nordeuropa beobachtet. Dies zeigen Untersuchungen zur Nord-Atlantischen Oscillation (NAO) für das Winterhalbjahr im Vergleich der letzten 130 Jahre (HURREL 2003, GERTEN & ADRIAN 2002). Die NAO zeigt die Luftdruckschwankungen zwischen wichtigen Regionen des Atlantik an und weist eine enge Korrelation zur Lufttemperatur in Mittel- und Nordeuropa auf.

In mehreren Untersuchungen in Nordostdeutschland wurde in milden Wintern eine Zunahme und in kalten Wintern eine Abnahme fädiger Blaualgen beobachtet. Untersuchungen von ADRIAN *et al.* (1995) ergaben für den stark eutrophierten dimiktischen Heiligensee in Berlin (A: 32 ha, z_{max} : 9,5 m) nach mehreren milden Wintern zeitverzögert ab 1990 eine drastische Verschiebung der dominanten Algengruppen im Winter, von Cryptophyceen und Diatomeen hin zu fädigen Blaualgen. Seit Beginn der Serie milder Winter 1988 wurden im Heiligensee im Februar bis April deutlich höhere Wassertemperaturen gemessen, mit der Folge, dass die sommerliche Temperaturschichtung 1 – 3 Wochen früher als in den Jahren zuvor einsetzte. Dies wiederum setzte Weiteres in Gang, z. B. eine von Jahr zu Jahr zunehmende Phosphoranreicherung im Hypolimnion und gleichzeitig eine im Jahresverlauf frühere Limitierung des gelösten Phosphors im Epilimnion. Die Kieselalgen sedimentierten eher.

WIEDNER & NIXDORF (1998) fanden in drei kleinen polymiktischen eu- bis hypertrophen Flachseen im Scharmützelseegebiet in Brandenburg für den strengen Winter 1995/96, dass die sehr hohe Dichte fädiger Blaualgen kurz vor der beginnenden Eisbedeckung in zwei der drei Seen deutlich und im dritten See geringfügig abnahm. Während der langen Eisperiode nahmen Flagellaten (Chrysophyceen und Cryptophyceen) und Bacillariophyceen zu. Unter Bedingungen sehr geringer Temperaturen und Lichtmengen, insbesondere unter Eis, wuchsen besonders die mobilen Flagellaten.

Durch milde Winter ergeben sich in der Folge auch Veränderungen im frühjährlichen Algenwachstum. In der warmen Periode Ende der 80er bis Ende der 90er Jahre des letzten Jahrhunderts in Nordeuropa entwickelte sich im Großen Müggelsee, einem großen polymiktischen hoch eutrophen Flachsee, das Phytoplankton einen Monat eher als in der „kalten“ Periode ein Jahrzehnt zuvor. Zudem nahm die Phytoplanktonbiomasse im frühen Frühjahr deutlich zu. Das Zooplankton entwickelte sich ebenso früher, mit der Konsequenz, dass sich das Klarwasserstadium etwa zwei Wochen früher entwickelte (GERTEN & ADRIAN 2000). Untersuchungen in Seen Nordamerikas ergaben bei einer Zunahme der Wassertemperatur über einen Zeitraum von 20 Jahren eine deutliche Verlagerung der Thermokline nach unten (SCHINDLER *et al.* 1996).

Die lange Periode besonders milder Winter in den 90er Jahren könnte auch in den untersuchten Seen in Schleswig Holstein mitverantwortlich für eine Änderung in der Planktondynamik gewesen sein. Untersuchungen des Max-Planck-Institutes für Limnologie in Plön ergaben für den geschichteten mesotrophen Plußsee (Kreis Plön; 14 ha, 28 m maximale Tiefe) eine Zunahme der Wassertemperatur in den letzten Jahrzehnten (KRAMBECK 1995). Die erhöhte Wassertemperatur im Plußsee war eng korreliert mit einer intensiven Frühjahrsalgenblüte sowie mit erhöhter Algenbiomasse im Sommer (GÜSS *et al.* 2000). Im Schmarksee, im Krummsee und mit Einschränkungen auch im Behlendorfer See könnten die milden Winter dazu geführt haben, dass die Konkurrenz von „Winterarten“ (Chrysophyceen, Cryptophyceen und Bacillariophyceen) abnahm und *P. rubescens* als Hauptart der fädigen Cyanophyceen besser überwinterte als in früheren Jahren. Ein größeres winterliches Inokulum erhöht die Chance einer Etablierung im Metalimnion während der Vegetationsperiode. Ein ausgeprägtes sommerliches Inokulum wiederum erhöht die Chancen für eine herbstliche Blüte. Bei insgesamt höherer Anzahl von *P. rubescens* – Fäden kann dann bei optimalen Bedingungen im Herbst eine winterliche Massenblüte entstehen. In detaillierteren Untersuchungen müssten diese Thesen gestützt werden.

Danksagung

Einen großen Dank an das Landesamt für Natur und Umwelt in Schleswig-Holstein für die Bereitstellung der Mittel des Gesamtprojektes und die Freigabe der erhobenen Daten. Ebenfalls einen besonderen Dank an Dr. Martin Beutler, ehemals MPI für Limnologie in Plön, für die Bereitstellung von Tiefenproben zur Planktonanalyse und für die zwei Fluoreszenzsonden der Fa. Moldaenke, zudem für die Daten seiner eigenen Fluoreszenzmessungen im Schmarksee und Krummsee 2002. Unser Dank gilt auch Dr. Kerstin Wöbbecke für Ihre kritischen Anmerkungen und Hilfe bei der Durchsicht des Manuskriptes.

Einen herzlichen Dank an Familie Arp in Prasdorf im Kreis Plön für die logistische Unterstützung während des Projektes, insbesondere an meine Eltern.

Literatur

- ADLER, M. & F. GERVAIS & U. SIEDEL (2000): Phytoplankton species composition in the chemocline of mesotrophic lakes.- Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 55: 513-530.
- ADRIAN, R. & R. DENEKE & U. MISCHKE & R. STELLMACHER & R. LEDERER (1995): A long-term study of the Heiligensee (1975 - 1992). Evidence for effects of climatic change on the dynamics of eutrophied lake ecosystems.- Arch. Hydrobiol. 133, 3: 315-337.
- ANAGNOSTIDIS, K. & J. OVERBECK (1966): Methanoxidierer und hypolimnische Schwefelbakterien. Studien zur ökologischen Biocönotic der Gewässer-Mikroorganismen.- Ber. Deutsch. Bot. Ges. 79: 163-174.
- ARP, W. & B. KOPPELMEYER (2001): Aktueller Zustand des Schmarksees in Grebin, Kreis Plön, und Konzepte zur Verhinderung eines erneuten Massenvorkommens der Burgunderblutalge *Planktothrix rubescens*.- Gutachten des Gestüts Hohenschmark in Grebin, Schleswig-Holstein: 1-38 + Anhang.
- ARP, W. & B. KOPPELMEYER (2002): Untersuchungen zum Vorkommen der Burgunderblutalge *Planktothrix rubescens* in drei ausgewählten Gewässern Schleswig-Holsteins.- Im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig Holstein: 1-89 + Anhangsband.
- BEUTLER, M., WILTSHIRE, K.H., MEYER, B., MOLDAENKE, C., LÜRING, C., MEYERHÖFER, M., HANSEN, U.-P. & H. DAU (2002 a): A fluorometric method for the differentiation of algal populations in vivo and in situ.- Photosynthesis Research 72: 39-53.
- BEUTLER, M., WILTSHIRE, K.H., MEYER, B., MOLDAENKE, C., & H. DAU (2002 b): In situ profiles of phytoplankton: algal composition and biomass determined fluorometrically.- HAB2000 Proceedings volume. Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, Paris 2002: 202-205.
- BEUTLER, M., WILTSHIRE, K. H., ARP, M., KRUSE, J., REINEKE, C., MOLDAENKE, C. & HANSEN, U.-P (2003): A reduced model of the fluorescence from the cyanobacterial photosynthetic apparatus designed for the in situ detection of cyanobacteria. - Biochimica et Biophysica Acta-Bioenergetics, 1604: 33-36.
- COESEL, P.F.M. (1983): The significance of desmids as indicators of the trophic status of freshwaters.- Schweiz. Z. Hydrol. 45/2: 388-393.
- FASTNER, J. (1997): Microcystinvorkommen in 55 deutschen Gewässern.- WaBoLu – Hefte 4/97: 27-34.
- FASTNER, J., M. ERHARD, W.W. CARMICHAEL, F. SUN, K.L. RINEHART, H. RÖNICKE & I. CHORUS (1999): Characterization and diversity of microcystins in natural blooms and strains of the genera *Microcystis* and *Planktothrix* from German freshwaters.- Arch. Hydrobiol. 145, 2: 147-163.
- FEUILLADE, J. (1994): The cyanobacterium (blue-green alga) *Oscillatoria rubescens* D.C.- Arch. Hydrob. Beih. Ergeb. Limnol. 41: 77-93.
- GERTEN, D. & R. ADRIAN (2000): Climate-driven changes in spring plankton dynamics and the sensitivity of shallow polymictic lakes to the North Atlantic Oscillation.- Limnol. Oceanogr. 45 (5): 1058-1066.
- GERTEN, D. & R. ADRIAN (2002): Effects of Climate Warming, North Atlantic Oscillation, and El Niño-Southern Oscillation on Thermal Conditions and Plankton Dynamics in Northern Hemispheric Lakes.- The Scientific World Journal 2: 586-606.
- GÜSS *et al.* (2000): Impact of weather on a lake ecosystem, assessed by cyclo-stationary MCCA of long-term observations.- Ecology 81 (6): 1720-1735.

- HOEHN, E., H. A. M. KETELAARS & B. EWIG (1998, ed.): Erfassung und Bewertung von Planktonorganismen.- AG Trinkwassertalsperren e.V. Arbeitskreis Biologie, ATT Techn. Inf.. Nr. 7: 1-150.
- HURREL, J.W. (2003): The North Atlantic Oscillation: Climate Significance and Environmental Impact.- Geophysical Monograph. 134.
- HYENSTRAND, P., P. BLOMQUIAT & A. PETTERSSON (1998): Factors determining cyanobacterial success in aquatic systems – a literature review.- Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 51: 41-62.
- KONOPKA, A. (1980): Physiological changes within a metalimnetic layer of *Oscillatoria rubescens*. Applied and Environmental Microbiology 40: 681–684.
- KONOPKA, A. (1982a): Buoyancy regulation and vertical migration by *Oscillatoria rubescens* in Crooked Lake, Indiana. British Phycological Journal 17: 427-442
- KONOPKA, A. (1982b): Physiological ecology of a metalimnetic *Oscillatoria rubescens* population. Limnology and Oceanography 27: 1154-1161
- KRAMBECK, H. J., D. ALBRECHT, B. HICKEL, B. HOFMAN & H. H. ARZBACH (1994): Limnology of the Plußsee.- in Overbeck & Chróst (Eds): Microbial Ecology of Lake Plußsee. – Springer Verlag, S. 1-23
- KRAMBECK, J. (1995): Decades of lake data sampling and modelling: a useful database for the calibration of remote sensing or models of global warming? - IMACS/IFAC First Int. Symp. of Mathematical Modelling on: Agricultures & Bio-Industries, 9-12 may 1995, Bruxelles.
- KURMAYER, R. & F. JÜTTNER (1999): Strategies for the co-existence of zooplankton with the toxic cyanobacterium *Planktothrix rubescens* in Lake Zürich.- Journal of Plankton Research 21: 659-683.
- LANU (1995): Einzugsgebiet und Flächennutzungskartierung des Schmarksees.- unveröff. Daten des LANU (Landesamt für Natur und Umwelt in Schleswig – Holstein).
- LAWAKÜ 1993 (LANDESAMT FÜR WASSERHAUSHALT UND KÜSTEN): Tiefenplan des Schmarksees, 1 : 5000.- unveröff. Daten des Landesamtes für Natur und Umwelt in Schleswig – Holstein.
- LAWAKÜ 1995 (LANDESAMT FÜR WASSERHAUSHALT UND KÜSTEN: Seenkurzprogramm 1991 –1992: 1-176 + Anhang.
- MISCHKE, U. & J. RÜCKER (2001): Veränderungen der Zusammensetzung der Algenzönose in Standgewässern des Scharmützelseegebietes.- Gewässerreport Nr. 6, BTUC-AR 6/2001, ISSN 1434-6834: 19- 38.
- MUR, L.R. & H. SCHREURS (1995) : Light as a selective factor in the distribution of phytoplankton species.- Water Science Technology 32: 25-34.
- NÜRNBERG, G. & B. LAZERTE (2000): *Planktothrix rubescens* bloom of Lake Wilcox (1998-99): Determination of the causes and recommendations for future management.- Freshwater research. A report for the town of Richmond Hill (Provinz Ontario, Kanada): 1-21.
- OHLE, W. (1965): Primärproduktion des Phytoplanktons und Bioaktivität holsteinischer Seen, Methoden und Ergebnisse. – Limnologie symposium 1964: 24-43, Suomen Limnologinen Yhdistys, Limnologiska Föreningen i Finland.
- RÖNICKE, H., H. KLAPPER, J. TITTEL, M. BEYER & B. ZIPPEL (1997): Control of phosphorus and plankton by calcit flushing in Lake Arendsee: enclosure experiments.- Verh. Internat. Verein. Limnol. 26: 768-771.
- ROTT, E. (1981): Some results from phytoplankton counting intercalibrations.- Schweiz. Z. Hydrol. 43/1: 34-62.

- RÜCKER, J. (2000): Der Tiefe See (Scharmützelseegebiet) – Besonderheiten der phototrophen Besiedlung eines Klarwassersees.- *Gewässerökologie Norddeutschlands* 4: 78-86.
- SAS, H. (ed, 1989): *Lake Restoration by reduction of nutrient loading*.- Academia Verlag 497 S.
- SHAPIRO, J. (1997): The role of carbon dioxide in the initiation and maintenance of blue-green dominance in lakes.- *Freshwat. Biol.* 37: 307-323.
- SCHINDLER, D.W., S.E. Bayley, B.R. Parker, K.G. Beaty, D.R. Cruikshank, E.J. Fee, E.U. Schindler & M.P. Stainton (1996): The effects of climate warming on the properties of boreal lakes and streams at the Experimental lakes area, northwestern Ontario.- *Limnol. Oceanogr.* 41 (5): 1004-1017.
- SKULBERG, O.M. (1978) Some observations on red-coloured species of *Oscillatoria* (Cyanophyceae) in nutrient-enriched lakes of southern Norway.- *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 20: 776-787.
- SOMMER U., Z.M. GLIWICZ, W. LAMPERT & A. DUNCAN (1986): The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters.- *Arch. Hydrobiol.* 106 (4): 433-471.
- STÄHR, E. & E. RECK-MIETH (ed., 1998): *Seen - Beobachtung – 50 Gewässer aus dem Kreis Plön im Vergleich*.- Herausgeber Kreis Plön; struve-druck, Eutin: 1-234.
- STEINBERG, C.E.W. & H.M. HARTMANN (1988): Planctonic bloom-forming Cyanobacteria and the eutrophication of lakes and rivers.- *Freshwater Biology* 20: 279-287.
- STRICKLAND, J.D.H. & T.R. PARSONS (1972): Pigment analysis.- In: *A Practical Handbook of Seawater Analysis*. 2. Ed. Ottawa: Fisheries Research Board of Canada (= Bulletin 167): 185-192.
- TITTEL, J. (1997): *Untersuchungen in Enclosures und im Freiwasser des Arendsees (Altmark): Mikrobielles Nahrungsnetz, Phyto- und Zooplankton in einem cyanophyteen-dominierten eutrophen See*.- UFZ-Bericht Nr 9 /1997, Dissertation. ISSN 0948-9452.
- UTERMÖHL, H. (1925): *Limnologische Phytoplanktonstudien: Die Besiedlung ostholsteiner Seen mit Schwebpflanzen*.- *Arch. f. Hydrobiol., Suppl. Bd. 5*: 1-527.
- WALSBY, A.E. (1994): Gas vesicles.- *Microbiol. Rev.* 58, No.1: 94-144.
- WALSBY, A., A. AVERY & F. SCHANZ (1998): The critical pressures of gas vesicles in *Planktothrix rubescens* in relation to the depth of winter mixing in Lake Zurich, Switzerland.- *Journal of Plankton research*, Vol. 20 (7): 1357-1375.
- WIEDNER, C. & B. NIXDORF (1998): Success of chrysophytes, cryptophytes and dinoflagellates over blue-greens (cyanobacteria) during an extreme winter (1995/96) in eutrophic shallow lakes.- *Hydrobiologia* 369 / 370: 229-235.
- WILLÉN, E. (1976): A simplified method of phytoplankton counting.- *Br. phytocol. J.* 11: 265-278.
- ZIMMERMANN, U. (1969): *Ökologische und physiologische Untersuchungen an der planktischen Blaualge *Oscillatoria rubescens* D.C. unter besonderer Berücksichtigung von Licht und Temperatur*.- *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie* 31:1-58.

Vorkommen, Besonderheiten und ökologische Bedeutung fädiger Grünalgen (Chlorophyta, Zygnemataceae) in sauren Seen

Andreas Kleeberg

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

Key words: Conjugatophyceae, Periphyton, Metaphyton, Litoralsediment, Primärproduktion

Abstract

Zygnematacean filamentous green algae are reviewed as a functional group in acidified softwater and geochemically acid mining lakes. The occurrence and distribution of species (e.g. Mougeotia, Zygonium spp.) their abundance, and productivity are determined by the pH (H^+ and metal concentration), by the carbon and light supply, the water temperature and movement, the availability of substrata as well as by herbivore invertebrates. Depending on the lake-specific conditions the algae can appear in periphytic (closely sediment-associated) and/or in metaphytic (rather floating) growth form. Acidification-induced filamentous green algae growth in lakes is probably a seasonal phenomenon which can be irregular from lake to lake and year to year. Nevertheless, especially the acidobiontic indicator species as Zygonium may considerably contribute to the nutrient exchange, to the benthic carbon accumulation, and consequently to the internal alkalinity production at the sediment-water interface of extremely acid mining lakes.

Zusammenfassung

Die fädigen Grünalgen der Zygnemataceae werden als eine funktionale Gruppe in versauerten Weichwasserseen und geogen sauren Tageauseen rezensiert. Vorkommen und Verbreitung der Arten (z. B. Mougeotia, Zygonium spp.), ihre Abundanz und Produktivität wird durch den pH-Wert (H^+ - und Metallkonzentration), das Kohlenstoff- und Lichtangebot, die Wassertemperatur und -bewegung, die Verfügbarkeit von Substraten sowie durch herbivore Makroinvertebraten bestimmt. In Abhängigkeit der seespezifischen Bedingungen können die Algen in periphytischer (enger sedimentassoziiert) und/oder in metaphytischer (eher flotierend) Wachstumsform auftreten. Das durch Versauerung induzierte Wachstum der fädigen Grünalgen ist offensichtlich ein saisonales Phänomen das von See zu See und von Jahr zu Jahr stark schwanken kann. Dennoch könnten insbesondere die acidobionten Indikatorarten wie Zygonium in erheblichen Maße zum Nährstoffaustausch, zur benthischen Kohlenstoffakkumulation und somit zur internen Alkalinitätsproduktion an der Sediment-Wasser Kontaktzone extrem saurer Tageauseen beitragen.

1. Einleitung

Die weltweite Verbreitung fädiger Grünalgen der Familie Zygnemataceae ist lange bekannt (z. B. West & Starkey 1915). Sie konnten in limnischen und brackigen Systemen, selbst in der Antarktis (Hawes 1989), nachgewiesen werden. Die fädigen Grünalgen besiedeln z. T. ubiquitär verschiedenste Habitate, typischerweise stagnante Flachseen, Weiher und Teiche oder zumindest die lotischen Bereiche fließender Gewässer über einen großen pH-Bereich

(Hoshaw & McCourt 1988). Die durch Versauerung verursachte Ausbreitung der Zygnemataceae wurde das erste Mal in Skandinavien (Hendrey et al. 1976, Almer et al. 1978) und später auch für anthropogen (u. a. experimentell) versauerte (pH 4,5 - 6,2) Seen Nordamerikas dokumentiert (z. B. Stokes 1986, Howell et al. 1990). In der Folge sind, überwiegend für Nordamerika, eine Vielzahl von Studien zur Identifikation (France et al. 1992), zum Vorkommen (z. B. Howell et al. 1990, Turner et al. 1995a, b, c), zur pH-Indikation (z. B. Vinebrooke 1996, Vinebrooke & Graham 1997, Jackson et al. 1990), zur Ökologie und zum Nährstoffumsatz (z. B. Fairchild & Lowe 1984, Müller 1980, Pringle 1987, Hansson 1989, Graham & Vinebrooke 1998, Niyogi et al. 1999) sowie zur Ökophysiologie (z. B. Gross 2000, Klug & Fischer 2000, Sheath et al. 1996, Graham et al. 1996a) veröffentlicht worden, die die Bedeutung der Zygnemataceae für saure Seen unterstreichen. Hervorzuheben sind die phykologischen Übersichtsartikel zur Reproduktion, Physiologie, Biochemie, Cytologie, Genetik, Systematik und Phylogenie der Zygnematacea von Hoshaw & McCourt (1988), zu methodischen Aspekten von Aloi (1990) und zu den Effekten der Versauerung auf die Ökologie der fädigen Grünalgen von Planas (1996). Anliegen meines Übersichtsartikels ist es, den derzeitigen wissenschaftlichen Erkenntnisstand zu den fädigen Grünalgen in sauren Seen zu aktualisieren und zusammenfassend darzustellen, ohne dabei den Anspruch auf Vollständigkeit zu erheben. Der Artikel kann die z. T. ausgezeichneten Originalarbeiten nicht ersetzen, soll jedoch dem Leser die verschiedenen Quellen erschließen, offene Fragen aufwerfen und damit Untersuchungen dieser funktionellen Gruppe in den sauren Bergbauseen der Lausitz anregen.

2. Taxonomie, Terminologie und ökologische Einordnung

Die Familie Zygnemataceae repräsentiert unverzweigte, fädige Grünalgen der Abteilung Chlorophyta, die sich über Konjugation sexuell reproduzieren. Zu dieser Familie gehören mindestens 13 Gattungen (z. B. *Temnogametum*) mit insgesamt 784 Arten (Hoshaw & McCourt 1988), von denen im weiteren nur die in sauren Gewässern (pH < 5) vorkommenden Gattungen berücksichtigt werden (Tab. 1).

Tabelle 1: Systematische Einordnung der fädigen Grünalgen der Zygnemataceae und einige ausgewählte Gattungen mit der Anzahl ihrer Arten und ihr prozentualer Anteil an der Artenzahl der Familie (Kadłubowska 1984, Hoshaw & McCourt 1988).

Taxon	Artenzahl	% gesamt
Conjugatophyceae		
Chlorophyta		
Zygnematales		
Zygnemataceae		
- <i>Zygonium</i> sp.	29	3,7
- <i>Mougeotia</i> sp.	138	17,6
- <i>Zygnema</i> sp.	139	17,7
- <i>Spirogyra</i> sp.	386	49,2

Je nach Morphologie, Chemie, Trophie und Lichtklima eines Sees und der sich daraus ergebenden Zonierung können die fädigen Grünalgen einer spezifischen – überwiegend mit dem litoralen Sediment verbundenen – (ökologisch-definierten) Wachstumsform zugeordnet werden.

Periphyton – mikroflorale Gemeinschaft die auf den Oberflächen submerser Objekte bzw. Substrate lebt (Roll 1939, Wetzel 1983), welche jedoch nicht Pilze, Bakterien und Protozoen und andere tierische Komponenten einschließt (gemeint ist nicht der Aufwuchs, Weber 1973). Die periphytische Gemeinschaft kann mit anorganischen Substraten und mit organischen Substraten assoziiert sein (z. B. Aloï 1990):

Epilithon ... auf felsigen Substraten

Epipelon ... auf feinen, organischen, schlammigen oder schlickigen Substraten

Epipsammon ... auf sandigen Substraten

Epiphyton ... auf submersen Teilen aquatischer Makrophyten.

Metaphyton – Mengen von fädigen (filamentösen) Algen die mit benthischen Substraten verbunden sind. Jedoch können die Algen auch lockere Flocken, Matten oder Wolken bilden, die auf dem Boden liegen oder über dem Boden (umher)treiben (Behre 1956, Wetzel 1983). *Metaphyton* ist eindeutig synonym zu den älteren Termini *Tychoplankton*, *Pseudoplankton* (Naumann 1931) und *Pseudoperiphyton* (Sládečková 1960).

Makrophyton – besteht prinzipiell aus aquatischen Gefäßpflanzen, schließt aber auch aquatische Moose, Kräuter, Farne und größere Makroalgen mit ein (z. B. *Wolffia*, *Chara*, *Nitella*, *Typha* spp.; Norris et al. 1995).

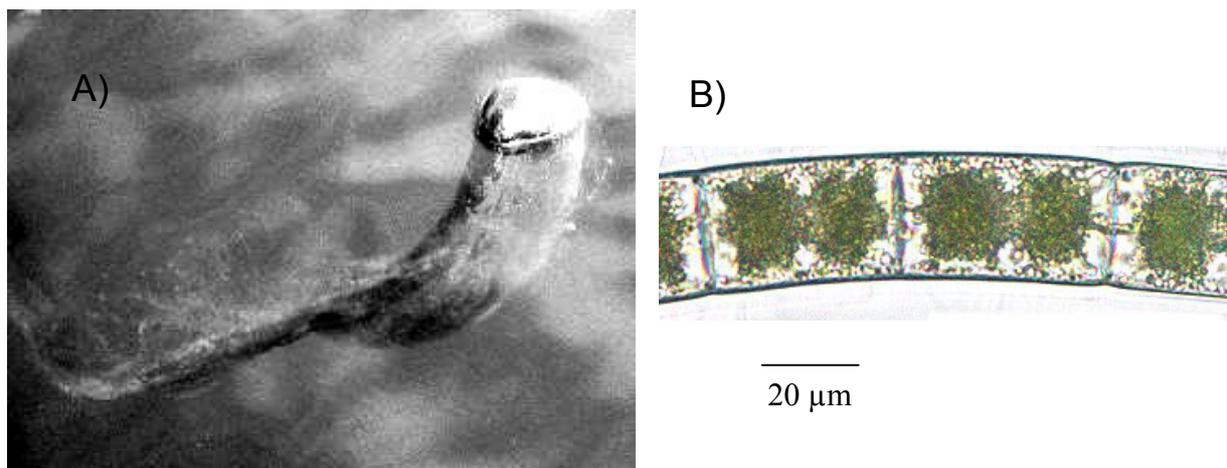


Abbildung 1: A) kurzzeitige Aufblähung von *Zygonium ericetorum* Kütz., 1843 an der Wasseroberfläche durch intensive Produktion und damit verbundenem Einschluss von Sauerstoffblasen (Grünewalder Lauch, Juni 2003). B) Mikroskopisches Bild eines Zygnema-Fadens. Deutlich zu erkennen sind die lensenförmigen Chloroplasten.

Die Zuordnung der fädigen Algen zum Peri- oder Metaphyton ist nicht immer eindeutig, da in Abhängigkeit vom hydrostatischen Druck (Howell et al. 1990), von windinduzierter Wasserbewegung (Turner et al. 1987), bei Veränderung der Artenzusammensetzung mit sich verringerndem pH-Wert (Howell et al. 1990, Turner et al. 1995a) periphytische Algen in metaphytische Aggregationen übergehen können. Eine intensive Produktion in geringer Tiefe, bei gleichzeitiger Bildung von Sauerstoffblasen in den dicht gepackt liegenden Assoziationen der Fäden (Abb. 1) unterstützt den Auftrieb der Algen (Hillebrand 1983).

3. Vorkommen der fädigen Grünalgen

Saure und versauerte Gewässer werden von acidophilen und säuretoleranten Arten der fädigen Algen besiedelt. Acidophile Algen, die bei pH-Werten bis 0,05 vorkommen, sind nicht in der Lage bei neutralem pH zu wachsen. Die wichtigste Voraussetzung für das Wachstum bei geringem pH ist die Reduktion des Protonenflusses und eine Zunahme der Protonen-Pumpeffizienz (z. B. Gross 2000). Zudem haben die Algen in den sauren Seen mit einem begrenzten Angebot an Kohlendioxid für die Photosynthese, da es kein Bicarbonat gibt, zu kämpfen (Pkt. 4.1.3). Obgleich der gelöste anorganische Kohlenstoff die benthische Primärproduktion in sauren Seen begrenzt (Klug & Fischer 2000), sind die Arten der Zygnemataceae anderen Arten gegenüber überlegen (Vinebrooke 1996). So haben die meisten Studien gezeigt, dass die Versauerung die benthische Algenbiomasse sowohl im Litoral von Seen als auch in lotischen Systemen erhöht (Planas 1996).

Tabelle 2: Vorkommen und dominierende Wachstumsformen von *Mougeotia* spp. bei entsprechendem pH in natürlichen, sauren und circumneutralen sowie künstlichen Süßwassersystemen (nach Graham et al. 1996a, verändert und ergänzt).

Wachstumsform	Vorkommen	pH	Quelle
Benthisch und planktisch	Tundra, Weiher, Kap Bathurst Gebiet	8,1-8,2	Sheath et al. (1982) ^{*1}
Flotierende Matten	eutrophe Weiher, Niederlande	7,5-9,9	Hillebrand (1983)
Flotierende Matten	Weiher in Küstendünen Niederlande	5,5-8,2	Simons (1987)
mit dem Sediment assoziierte Filamente	Georgia Bucht und Nordtunnel, Ontario, Can.	6,6-7,	Sheath et al. (1988)
mit Steinen assoziiert	Ströme der Signy Inseln, Antarktis	6-7	Hawes (1989) ^{*2}
Aggregate assoziiert mit verschiedenen Substraten	versauerte Weichwasserseen, NO Pennsylvania	4,4-6,2	Fairshild & Sherman (1993) ^{*3}
metaphytische Matten	See 223, Experimentelles Seengebiet, Ontario, Can.	5,1-5,6 5,0-5,2	Schindler et al. (1985) Turner et al. (1987)
Algenmatten	grundwasserbeeinflusster See, Mittel-Wisconsin	4,7-5,6	Webster (1992) ^{*4}
metaphytische Matten	See Little Rock, Wisconsin, Enclosure	4,7	Klug & Fischer (2000)
Aggregate assoziiert mit diversen Substraten	versauerte Flüsse, Schottland	4,4-6,7	Kinross et al. (1993)

*1 *Mougeotia* kam nicht in Weihern mit pH 3,6, 2,0 und 1,8 vor

*2 In den kalten Strömen kamen keine Weidegänger vor.

*3 Von den Autoren wurde für *Mougeotia* ein pH-Optimum von $5,3 \pm 0,8$ angegeben.

*4 Das Maximum der Biomasse wurde bei pH 5,2 bestimmt.

Acidophiles bis säuretolerantes Peri- und Metaphyton in Seen setzt sich hauptsächlich aus den in Tabelle 1 aufgeführten Gattungen zusammen. Im pH-Bereich zwischen 5,5 und 4,8 kommen acidophile Zygnemataceae wie *Spirogyra* sp. und *Mougeotia* spp. vor (Tab. 2), die

von *Zygonium* spp. abgelöst werden (Tab. 3), wenn der pH-Wert unter 4,8 abnimmt (Turner et al. 1995a/b). Für gewöhnlich kommen die fädigen Grünalgen dann in monospezifischen Aggregationen vor (France et al. 1992). Unterhalb von 3 m Wassertiefe existiert eine metaphytische Bedeckung für gewöhnlich kaum. In allen Tiefen verringert sich die Biomasse und Produktivität mit der Verringerung des Lichtangebotes (z. B. Schindler 1993, Planas 1996).

Die Arten der Gattung *Zygonium* sind über einen weiten Bereich säuretolerant (Tab. 3). So bestehen die peri- und metaphytischen Aggregationen, die den Bedingungen einer hohen Acidität ausgesetzt sind, oftmals aus dichten filamentösen Baldachinen von *Zygonium ericetorum* Kütz., 1843 die deshalb schon seit längerem besondere Aufmerksamkeit erfuhr (z. B. Hodgetts 1918, West & Starkey 1915). Während diese acidobionte Indikatorart in einem anthropogen versauerten See (pH < 5,6) den gesamten Uferbereich einnahm (Planas 1996), bedeckte die Art beispielsweise im Grünwalder Lauch (pH ≤ 3) bei Lauchhammer in 2003 ca. 88,3 % der Seefläche (Kleeberg et al., in Vorb.).

Tabelle 3: Vorkommen und dominierende Wachstumsformen von *Zygonium* spp. bei entsprechendem pH in natürlichen, sauren und circumneutralen sowie künstlichen Süßwassersystemen.

Wachstumsform	Vorkommen	pH	Quelle
epilithisch, epiphytisch	Bowlandsee, Ontario	5,7-6,7	Jackson et al. (1990)
metaphytisch flotierend und locker mit dem Sediment verbunden	Litoral 0-2 m, Weichwassersee, Ontario, Can.	5,6-6,5	Howell et al. (1990) ^{*1} France et al. (1991)
Periphyton	Seen geringer Alkalinität, Killarney Provincial Park, Ontario, Canada	< 5	Vinebrooke (1996) ^{*2} Vinebrooke & Graham (1997)
Metaphyton	experimentell versauerte Seen, NW Ontario	4,5	Turner et al. (1995a) Turner et al. (1995c)
Periphyton; locker mit dem Substrat verbunden, hoch aufwachsend	Ruth-Roy See, Ontario, Canada	4-4,6	Graham & Vinebrooke (1998)
lockere Flocken	Litoral des Bergbausees Koschen, Lausitz	3,2	Jacob & Kapfer (1999) ^{*3}
dichte Matten, peri- und metaphytisch	Grünwalder Lauch Tiefen zw. 1,6 und 10,5 m	2,9	Kleeberg et al. (in Vorb.)
flotierende Matten	warme (30-31 °C) Gewässer nahe den Thermalquellen im Yellowstone National Park, Wyoming, USA	2,4-3,1	Lynn & Brock (1969)

*1 dominant war *Z. tunetatum*

*2 *Z. ericetorum* und *Z. tunetatum* gemeinsam vorkommend

*3 dominant während der kalten Jahreszeit war *Bumilleria klebsiana* (Xanthophyceae); während der warmen Jahreszeit *Z. ericetorum* (Chlorophyceae)

4. Faktoren, die die Verbreitung und Produktivität fädiger Grünalgen bestimmen

Neben den direkten physiologischen Effekten der Säure auf die säuretoleranten fädigen Grünalgen (z. B. Klug & Fischer 2000), wird deren Artenzusammensetzung, Biomasse, und Produktivität durch abiotische und biotische Faktoren bestimmt. Die abiotischen Faktoren sind (1) der pH-Wert, d. h. die vorliegenden H^+ - und Metall-Konzentrationen, (2) limitierende Nährstoffe, (3) die Eindringtiefe des Lichts, die Wassertemperatur und -Bewegung, (4) die Grenzschichten der metaphytischen Matten sowie (5) die Substratverfügbarkeit. Die biotischen Faktoren schließen (1) die Gemeinschaft der litoralen herbivoren Makroinvertebraten und (2) die Konkurrenz um eine limitierende Ressource ein (Planas 1996).

4.1 Abiotische Faktoren

Die ökosystemaren Störungen die mit der Versauerung von Seen einhergehen, können nicht ausschließlich auf die potentielle Toxizität der H^+ - und Metall-Konzentrationen insbesondere die des Aluminiums zurückgeführt werden. Der veränderte biogeochemische Kreislauf verschiedener Komponenten (Fe, S, C und N) kann zu Veränderungen physikalischer Größen, wie Lichtklima, Schichtung und/oder Substratverfügbarkeit führen.

4.1.1 Effekte des pH

Die direkten physiologischen Effekte der Säure auf die fädigen Grünalgen, welche ihre Verbreitung und Produktivität bestimmen sind oftmals schwierig zu beurteilen, da Änderungen im pH-Wert von Veränderungen anderer potentiell wichtiger Größen wie z. B. gelöster organischer Kohlenstoff und Metalle begleitet werden (Klug & Fischer 2000).

Für die Verbreitung verschiedener Taxa der Kieselalgen (Bacillariophyceae) – die mit dem pH korreliert ist – besteht seit langem eine Klassifikation (Hustedt 1939). Auch für die makrophytische Besiedlung der stark sauren Tagebauseen liegt eine Klassifikation vor (Pietsch 1998). Für die fädigen Grünalgen findet sich in der wissenschaftlichen Literatur keine ähnliche Zuordnung. Dokumentiert ist das Auftreten bestimmter Arten wie *Mougeotia* und *Zygonium* mit der (experimentellen) Absenkung des pH-Wertes und deren Verschwinden, wenn der pH-Wert (z. B. durch Kalkung) wieder angehoben wird (z. B. Turner et al. 1987, Jackson et al. 1990). In keiner der Studien konnte jedoch herausgearbeitet werden, ob die Zu- oder Abnahme der jeweils dominanten Art direkt oder indirekt auf den pH-Wert zurückzuführen war.

4.1.2 Toxizität

Im Vergleich zu den regenversauerten Weichwasserseen sind die Konzentrationen an Metallen in den geogen versauerten Tagebauseen ungleich höher. Für diese Seen liegen die Fe-Konzentrationen im Bereich 0,09 - 170,2 $mg\ l^{-1}$, die des Al zwischen 0,03 und 20,5 $mg\ l^{-1}$. In den Seen mit $pH < 3,4$ übersteigen die molaren Anteile des Fe die des Al, bei $pH > 3,7$ sind die Relationen umgekehrt (Geller et al. 2000).

Bei $pH < 6$ wird Al sehr gut löslich; jedoch nicht alle Formen sind toxisch. Während die anorganische monomere Form sehr giftig ist, sind die Al-Fluorid-Komplexe nicht giftig. In Laborexperimenten konnte gezeigt werden, dass bereits eine Al-Konzentration von 50 $\mu g\ l^{-1}$ toxisch für Phytoplankton ist (vgl. Planas 1996). Fädige Grünalgen der Gattung *Mougeotia* (Tab. 1) sind dagegen deutlich toleranter gegenüber erhöhten Al-Konzentrationen. *Mougeotia*-Vorkommen wurden für Seen im Bereich zwischen 26 und 200 $\mu g\ l^{-1}$ bei $pH\ 4,5 - 5,1$ und für Flüsse im Bereich zwischen 41 und 1410 $\mu g\ l^{-1}$ bei $pH\ 4,4 - 7,3$ nachgewiesen

(Graham et al. 1996b). Die (physiologischen) Mechanismen, über die Al toxisch ist, sind jedoch nicht bekannt (vgl. Planas 1996, Graham et al. 1996b). Die Toleranz von beispielsweise *Mougeotia* gegenüber Zink (Zn) hing davon ab, wie hoch die Konzentrationen ($6 - 34.000 \mu\text{g l}^{-1}$) in den Gewässern waren, aus denen sie isoliert wurden (Graham et al. 1996b). In den Versuchskulturen war diese fädige Alge einer Zn-Konzentration von $2.400 \mu\text{g l}^{-1}$ gegenüber tolerant (Graham et al. 1996b).

Die Rolle des kontinuierlich und in hohen Raten auf die benthischen *Zygogonium*-Matten (z. B. im Grünwalder Lauch) sedimentierenden Eisens ist im Hinblick auf die physikalischen und/oder physiologischen Stressoren und/oder die Mitfällung von C- und P-Verbindungen (vgl. 4.1.3) derzeit völlig unklar.

4.1.3 Nährstofflimitation und Primärproduktion

Kohlenstoff – wurde für saure Seen vielfach als begrenzend für die pelagische (z. B. Beulker et al. 2003, Nixdorf et al. 2003b) und benthische Primärproduktion fädiger Grünalgen erkannt (z. B. Mulholland et al. 1986, Turner et al. 1987, 1995a). Bikarbonat ist bei $\text{pH} < 5$ faktisch nicht vorhanden und die Lösung von CO_2 aus der Atmosphäre - trotz hoher Löslichkeit – ist sehr gering. So liegt z. B. bei $\text{pH} 3$ die atmosphärische Gleichgewichtskonzentration des CO_2 bei ca. $0,1 \text{ mg l}^{-1}$ (Nixdorf et al. 2003b). Tabelle 4 gibt eine Übersicht über die Spanne der Nährstoffkonzentrationen in den Tagebauseen der Lausitz innerhalb der verschiedenen Puffersysteme.

Tabelle 4: Spanne des pH-Wertes, der Konzentration des gesamten anorganischen Kohlenstoffs (TIC), des Ammoniums (NH_4^+) und des gelösten reaktiven Phosphors (SRP) geogen versauerter Tagebauseen der Lausitzer Bergbauregion (Nixdorf et al. 2003a).

Puffersystem	pH	TIC [mg l^{-1}]	NH_4^+ -N [mg l^{-1}]	SRP [$\mu\text{g l}^{-1}$]	Anzahl Seen
Fe-gepuffert	2,2 – 3,4	< 0,2 – 18,3	0,12 – 14,2	1 – 30	15
Al-gepuffert	3,8 – 4,0	< 0,2 – 0,5	0,40 – 0,52	1 – 2	2
CO_3 -gepuffert	6,0 – 8,0	0,8 – 36,7	0,02 – 3,65	1 – 8	8

Zugaben von N, P und N+P allein führten in Experimenten zu keiner Stimulanz des Wachstums (Fairchild & Sherman 1990). Darüber hinaus können dichte Matten und fehlende Wasserbewegung (s. 4.1.4) hemmend für die CO_2 -Diffusion sein (Turner et al. 1991, Turner et al. 1995a). Zugleich nutzen die fädigen Grünalgen offensichtlich das CO_2 aus der benthischen Mineralisation (Wetzel et al. 1985). Fairchild & Sherman (1990) konnten bei Zugabe von N und C eine signifikante Zunahme der Abundanz von *Mougeotia* feststellen, wohingegen dies bei alleiniger Zugabe von C nicht der Fall war. Diese Art scheint demzufolge äußerst effizient in der CO_2 -Aufnahme bei geringem pH zu sein, jedoch weniger effizient in der Aufnahme von Bikarbonat (Turner et al. 1987). Für *Spirogyra* wurde die Hypothese aufgestellt, dass diese Art die Bildung der Karboanhydrase induzieren kann (Simpson & Eaton 1986), die eine Nutzung von Bikarbonat unterstützt.

Stickstoff – kann als Nitrat (NO_3^-) oder Ammonium (NH_4^+) von den Algen aufgenommen werden, wobei NH_4^+ vorzugsweise als N-Quelle genutzt wird. Sowohl in den niederschlags-versauerten Weichwasserseen als auch in den geogen versauerten Seen sind die NH_4^+ -

Konzentrationen relativ hoch (Tab. 4), was neben den Einträgen in das Gewässer auf die Hemmung der Nitrifikation zurückzuführen ist (z. B. Rudd et al. 1988, Nixdorf et al. 2003a). Demzufolge dürfte das N-Angebot für die benthischen Zygnemataceae adäquat sein, was auch die o. g. Anreicherungsexperimente mit Nährstoffkombinationen von Fairchild & Sherman (1990) belegen. In einem experimentell versauerten See (pH 4,5) wurde das N:C Massenverhältnis fädiger Grünalgen, hauptsächlich der Gattung *Mougeotia* und *Zygonium*, zur Indikation der N-Limitation genutzt. Mit 0,11 lag es zwischen 0,1 und 0,13 und zeigte einen „moderaten“ N-Mangel an (Turner et al. 1995a).

Phosphor – wird in Abhängigkeit seiner Zufuhr und der Einträge seiner Bindungspartner, insbesondere der Metalle Fe, Al, Mn, Ca je nach den vorherrschenden Sauerstoff-, pH- und Redoxbedingungen effektiv mitgefällt, so dass seine Konzentration in vielen Seen sehr gering ist (Tab. 4). Die P-Mitfällung an Al und Fe ist sowohl für die regenversauerten Weichwasserseen (z. B. Kopáček et al. 2000, 2001) als auch für die geogen versauerten Tagebauseen dokumentiert (Duffek & Langner 2002, Grüneberg & Kleeberg 2004, Kleeberg & Grüneberg 2004, Hupfer et al. 1998). Zugleich könnten die benthischen Algen neben dem pelagischen Phosphor auch den benthischen nutzen (Wetzel et al. 1985). Die Aktivität von Indikatoren für die P-Verfügbarkeit, wie Phosphatasen, wird allerdings auch von anderen Faktoren als dem verfügbaren Phosphat bestimmt und lässt somit keinen eindeutigen Schluss auf vorliegende P-Limitation zu (vgl. Planas 1996). Von Turner et al. (1995a) wurde das Massenverhältnis von P:C * 1.000 als ein Indikator zur Bestimmung der P-Limitation herangezogen. Für eine Gemeinschaft aus *Mougeotia* und *Zygonium* betrug dieses Verhältnis von 5,8 und war damit deutlich kleiner als 10, was als extrem P-limitiert interpretiert wurde. Zugleich ist aber auch bekannt, dass benthische Algen in der Lage sind, Phosphor bei einem Überangebot zu speichern. Ob das nach mikrobieller Mineralisation (möglicherweise kurzzeitig) freigesetzte Phosphat sofort durch die Algen aufgenommen wird, ist nicht bekannt. Völlig offen ist die Frage, ob die jeweils vorkommende metaphytische oder periphytische Wachstumsform der fädigen Grünalgen präferentiell den Wasserkörper (Hansson 1990) oder das Sediment als hauptsächliche P-Quelle nutzt.

Spurenstoffe – wie Silizium oder Selen werden in ihrer Verfügbarkeit und Rolle für das Wachstum verschiedener benthischer Algentaxa in Planas (1996) kurz diskutiert. Da sie aber im Vergleich zu den biogenen Elementen C, N und P von untergeordneter Bedeutung sind, wird hier nicht darauf eingegangen.

Primärproduktion – Die Bestimmung der Photosyntheseraten der peri- und metaphytischen Grünalgen ist aufgrund ihrer heterogenen Verteilung zwischen den zwei Wachstumsformen nicht unproblematisch. Die Variabilität der Größe der metaphytischen Aggregate und der Konzentration der Algenfilamente, die in hoher Dichte in den Assoziationen eng zusammenliegen bzw. schweben, kann die biomassespezifische Produktivität aufgrund der Konkurrenz um Licht und Nährstoffe deutlich beeinflussen (Mulholland et al. 1986, Howell et al. 1990, Turner et al. 1994, 1995a/c). Dies spiegelt sich in der horizontalen Verteilung der Biomasse fädiger Grünalgen in einem See und der Spanne zwischen verschiedenen Seen wider (Tab. 5). Neben der Limitation an Nährstoffen (s. o.) kann die benthische Primärproduktion licht- und temperaturlimitiert (vgl. 4.1.4) und damit jahreszeitlich sehr verschieden sein (z. B. Howell et al. 1990, Graham et al. 1996a). Darüber hinaus hängt die Rate der Netto-Primärproduktion von der Hangneigung des Litoralbodens, der für Messungen inkubierten Menge an Algen und der mit den Algen assoziierten heterotrophen Organismen ab (z. B. Howell et al. 1990). Das Problem, die benthische Primärproduktion einzelner Gewässer zu vergleichen, wird in der gewaltigen Spanne der Raten sichtbar (Tab. 5).

Beispielsweise in Experimenten mit Kulturen von *Mougeotia* sp. zur Primärproduktion und Respiration als eine Funktion des pH-Wertes nahm die Produktion bei pH = 3 stark ab und bei pH < 3 starben die Algen (Graham et al. 1996a). 56 Kombinationen in Licht und Temperatur an *Mougeotia* ergaben Optimumbedingungen bei 25 °C und 300 – 2.300 $\mu\text{mol Quanten m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, bei der die Nettophotosynthese durchschnittlich 40,4 $\text{mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ betrug (Graham et al. 1996a).

Neben den physikalischen Faktoren Licht und Temperatur sind die mit dem pH-Wert verbundenen Faktoren, wie z. B. die vorliegenden Al-Spezies zu berücksichtigen (vgl. Pkt. 4.1.2). So wurde von Mulholland et al. (1986) die chlorophyll-spezifische Primärproduktionsrate über eine pH-Spanne von 4,5 bis 6,4 bestimmt. Die bei pH 4,5 geringsten Raten wurden nicht nur von der C- und P-Limitation, sondern zugleich auch von der Toxizität des Aluminiums bestimmt.

Die Raten der Dunkelrespiration waren bei allen benthischen Algengemeinschaften versauerter oder saurer Seen höher als die der neutralen Referenzseen (z. B. Turner et al. 1991). Ein verändertes Verhältnis zwischen Produktion und Respiration wird allgemein als ein Indikator für Säurestress angesehen (Odum 1985, Schindler 1993, Turner et al. 1995c). Bei einem pH < 5 nähert sich das Verhältnis Produktion : Respiration 1 (Schindler 1993).

Tabelle 5: Spanne der Biomassecharakteristika und Netto-Primärproduktion verschiedener Arten der fädigen Grünalgen bei entsprechendem pH-Wert.

Fädige Grünalgen	pH	Trockensubstanz (g m^{-2})		Chlorophyll a (mg m^{-2})		Produktion ($\text{mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)		n	Nr. der Lit.
		Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.		
Periphyton	—	0,03	46,00	0,01	2385	0,6	2510	#	1)
<i>Zygnema</i>	6,7	21,70	39,80	20,00	400	31,7	32	4	2)
Metaphyton	5,6	0,82	1,79	1,03	2,33	6,9	119	5	3)
<i>Zygonium</i>	4,5	0,30	32,40	—	—	16,8	2222	7	4)
<i>Zygonium</i>	2,9	0,30	478,50	0,20	1025	-12,0	851	4	5)

1) Morin & Cattaneo (1992); # 20 Zeitschriften zwischen 1975 und 1990 wurden berücksichtigt, so dass sich daraus ein n von 187 bis 1194 ergibt.

2) Sheath et al. (1996); Flüsse der Tundra der Toolik Region, Alaska

3) Howell et al. (1990); hauptsächlich *Mougeotia* und *Zygonium*

4) Turner et al. (1995a); hauptsächlich *Mougeotia* and *Zygonium*, Daten von 1991

5) Kleeberg et al. (in Vorb.); Grünwalder Lauch 2003

4.1.4 Physikalische Parameter

Licht – kann einerseits in Folge der Versauerung von Weichwasserseen insbesondere in deren flachen Bereichen in Verbindung zu oligotrophierenden Faktoren wie der C-Limitation (Turner et al. 1995a, Planas 1996) zu Verbesserungen des Lichtklimas und zur Verschiebung des Lichtkompensationspunktes führen, andererseits für die fädigen Grünalgen ein wachstumsbegrenzender Faktor sein. Bei jedoch geringer Eisentrübe (einige Tagebauseen) kann die Algenentwicklung im relativ klaren Wasser durch Übersättigung an Licht

unterdrückt sein und die Chlorophyll a Konzentrationen ($0,2-9 \mu\text{g l}^{-1}$) bleiben auf geringem, C-limitierten, zumeist oligotrophen Niveau (Nixdorf et al. 2003b), was den Lichtgenuss an der Sedimentoberfläche begünstigt. Chlorophyll a Maxima in der Tiefe (Beulker et al. 2003, Nixdorf et al. 2003b) dagegen tragen zur Lichtschwächung bei.

Wassertemperatur – Die Arten der Zygnemataceae kommen über eine große Spanne der Temperatur vor. Sie können sowohl kalte Ströme der Antarktis (Tab. 2) als auch warme Thermalquellen besiedeln (Tab. 3). Die Temperaturabhängigkeit des Wachstums, der Photosynthese, Atmung etc. ist jedoch nur für einzelne Arten bekannt. Untersuchungen zum Einfluss des Lichts ($10 - 2.338 \mu\text{mol Quanten m}^{-2} \text{s}^{-1}$) und der Temperatur ($5 - 30 \text{ }^\circ\text{C}$) auf die Netto-Primärproduktion (NPP) von *Mougeotia* bei pH 4,7 haben gezeigt, dass der Kompensationspunkt (NPP = Null) zwischen 10 und 20 $\mu\text{mol Quanten m}^{-2} \text{s}^{-1}$ bei $5 \text{ }^\circ\text{C}$ und das Temperaturoptimum bei $25 \text{ }^\circ\text{C}$ liegt (Graham et al. 1996a). So können sich offensichtlich einzelne Arten in einem See (Tab. 3) temperaturbedingt abwechseln (Jacob & Kapfer 1999).

Wasserbewegung – Die fädigen Grünalgen präferieren offensichtlich strömungsarme (lenitische) Gewässerbereiche. Dennoch kann eine moderate Wasserbewegung die Ausbreitung benthischer fädiger Algen erhöhen, indem sie die Grenzschicht um die Zellen modifiziert und damit die Diffusion erhöht. Folglich könnte die Wasserbewegung die Effizienz der fädigen Grünalgen, gelösten Kohlenstoff zu absorbieren, erhöhen (Turner et al. 1987, Planas 1996, Turner et al. 1991). Exzessive Turbulenz (lotischer Gewässerbereiche) jedoch kann nachteilig für die mit dem Boden verbundenen Algen sein. Geringere Biomassen oder Abundanzen oder das Fehlen der fädigen Algen bei geringen (litoralen) Wassertiefen können mit windinduzierten intensiven Wasserbewegungen erklärt werden, bei denen die Grenzwerte des mechanischen Widerstandes überschritten werden und es zur Abrasion kommt (z. B. Howell et al. 1990, Planas 1996).

4.1.5 Substrat

Die vielfach in ihrer Zusammensetzung sehr heterogenen Substrate („in ihrer Dynamik und ihrem chemischen Beitrag“) nehmen eine wichtige Rolle für das Vorkommen und die räumliche Verbreitung der Zygnematacea ein (vgl. Planas 1996). Die epipelischen Algen leben nicht nur in Bereichen scharfer Gradienten innerhalb der obersten Sedimentzentimeter; sie beeinflussen gleichzeitig durch ihre Anwesenheit und Aktivität die Pufferkapazität und den pH-Wert mit direktem und indirektem Einfluss auf die interne Alkalinitätsbildung (z. B. Cook et al. 1986).

Bislang gibt es keine speziellen Untersuchungen, die eine Verbindung zwischen den fädigen Algen und der Zusammensetzung der Sedimente herstellen oder die Effekte des Einflusses des Sedimentes, z. B. der pH-Pufferung auf die Algengemeinschaft, die CO_2 -Bereitstellung aus mikrobieller Mineralisation und Nährstoffverfügbarkeit untersuchen.

4.2. Biotische Faktoren

Die biotischen Einflussfaktoren sind in ihrer Wirkung nicht immer eindeutig von den abiotischen (physikalischen und chemischen) Faktoren zu trennen, da die einzelnen Arten sehr verschieden sensitiv gegenüber dem pH sind.

4.2.1 Fraßdruck durch Weidegänger

Die Zunahme der Biomasse der fädigen Grünalgen mit sinkendem pH wird oft mit abnehmendem Fraßdruck und zunehmendem Grad der Versauerung erklärt. Die Hypothese wird dadurch gestützt, dass säure-empfindliche Taxa des Makrozoobenthos, die Kalzium für die Schalen ihres Exoskellets benötigen (wie Crustacean und Mollusken) verschwinden, wenn der $\text{pH} < 5,5$ (Median) wird. Bei einem $\text{pH} \sim 6$ wurden die fädigen Grünalgen deutlich dominant. Die Dominanz ging einher mit dem Verlust der Gastropoden und Amphipoden (Turner et al. 1991). Jedoch bei niedrigen pH-Werten dominierten keine größeren Zelldurchmesser der fädigen Grünalgen, was ein Hinweis darauf ist, dass der Fraß von Wirbellosen kein bestimmender Faktor für die Zusammensetzung der Algengemeinschaft ist (Kinross et al. 1993). Kaulquappen eines säuretoleranten Frosches (*Rana clamitans*) haben locker sediment-assoziierte Zygnemataceae Taxa unterdrückt und damit enger sediment-assoziierte Arten (z. B. *Coleochaete scutata*) stimuliert, d. h. eine Sukzession in Richtung einer gegenüber Herbivoren widerstandsfähigen Algenphysiognomie gefördert (Graham & Vinebrooke 1998). Es sind offensichtlich nur die größeren Tierarten, wie algenfressende Cypriniden in Weichwasserseen ($\text{pH} 5,6 - 5,9$), die einen signifikanten Fraßdruck auf das litorale Metaphyton ausüben können (France et al. 1991).

Viele Effekte zwischen der Versauerung von Seen, deren Produktivität und der Gesamtbiomasse von Insekten(larven), d. h. die Beziehung zwischen der Algenentwicklung und Weidegängerabundanz ist gleichfalls nicht bekannt. In vielen versauerten und sauren Seen dominieren die Larven der Chironomidae (Diptera), deren Abundanzen und Biomasse nach verschiedenen Autoren insgesamt pH-unabhängig zu sein scheint (Müller 1980, Planas 1996). Die Abnahme der Anzahl verschiedener Taxa und deren Biomasse könnte auch damit zusammenhängen, dass die fädigen Algen von ihrer zweidimensionalen periphytischen in die dreidimensionale metaphytische Wachstumsform wechseln (Planas et al. 1989) und damit für einige benthische Taxa schlechter erreichbar sind (Vinebrooke et al. 2001). Die traditionelle Ansicht, dass Veränderungen in der Makroinvertebratengemeinschaft die Zusammensetzung der Algen bestimmen könnte (Harvey 1989) impliziert, dass die Herbivoren selektiv sind. Die Selektivität wiederum ist mit der Physiognomie der fädigen Grünalgen und der Verwertbarkeit verbunden (Steinmann et al. 1987, Steinmann 1996). Jedoch nur wenige Untersuchungen beschäftigen sich damit, was säuretolerante Insektenarten fressen. Untersuchungen von Collier & Winterbourn (1990) an Ephemeropteren und Chironomiden haben gezeigt, dass ein großer Anteil ($> 60\%$) des Mageninhalts Detritus pH-unabhängiger Herkunft war. Die Zunahme der Algenbiomasse kann bislang also nicht definitiv mit einer top-down Regulation erklärt werden.

4.2.2 Konkurrenz

Die Zunahme der Algenbiomasse könnte eine Konsequenz der verringerten heterotrophen Aktivität mit einem Verhältnis Wachstum : Abbau sein, dass die Zygnemataceae begünstigt (Stokes 1986). Die Balance zwischen den verschiedenen heterotrophen und autotrophen Populationen, die das Periphyton ausmachen, könnte zu einer Veränderung des Nährstoffkreislaufes führen und zur Verringerung der Konkurrenz einer bestimmten Ressource führen (Mulholland et al. 1986, Planas 1996). Ob die Bakterien die Algen, wie für circumneutrale Seen gezeigt (Jansson 1988), um die begrenzte P-Ressource auskonkurrieren können, bleibt weiterhin offen.

5. Besonderheiten

Die fädigen Grünalgen exkretieren ergiebige Mengen schleimiger Substanzen, die die Besiedlung epiphytischer Algen verhindern (Vinebrooke et al. 2001). Das Metaphyton könnte durch das Flotieren auch physisch für die meisten litoralen Organismen (z. B. benthische Chironomiden-Larven) nicht erreichbar sein. Daher treten die Blüten bzw. Matten der fädigen Grünalgen als Ergebnis des Auskonkurrierens anderer Arten unter den Bedingungen einer geringen Konzentration gelösten Kohlenstoffs und Fraßdrucks auf (Vinebrooke et al. 2001).

Arten der Zygnemataceae weisen eine etwas von anderen Pflanzen abweichende Chloroplastenbewegung auf und sind damit bestens an wechselnde Lichtverhältnisse im Gewässer angepasst. Bei der Schwachlichtstellung sind die Chloroplasten in einer Ebene senkrecht zur Einfallsrichtung des Lichts angeordnet. Bei der Starklichtstellung wandern sie an die zur Lichtrichtung parallel verlaufenden Zellwände. So sind die Chloroplasten entweder gleichmäßig über die ganze Zelle verteilt, oder sie sammeln sich um den Zellkern an. Bei *Mougeotia* dagegen dreht sich der linsen- bis plattenförmige Chloroplast (Abb. 1B) bei niedriger Beleuchtungsstärke mit der gesamten Fläche, bei hoher Beleuchtungsstärke nur mit der Kante der einfallenden Strahlung zu (Hoshaw & McCourt 1988).

Die Konjugation unterscheidet die Zygnemataceae von allen anderen Chlorophyta. Die häufigste ist die Scalari-Form bei der sich Zellen angrenzender Filamente über Konjugationsschläuche beteiligen. Amöboide Gameten werden durch den gesamten Protoplasten der vegetativen Zellen (Ausnahme *Mougeotia*) gebildet, die sich dann im Gametangium eines Filamentes oder eines Konjugationsschlauches vereinigen. Seitliche Konjugation zwischen angrenzenden Zellen in einem Filament ist weniger verbreitet, kommt aber bei *Mougeotia*, *Spirogyra*, *Zygnema* und *Zygogonium* vor, wo die diploide Zygote zur dickwandigen Zygospore reift (Kadłubowska 1984, Hoshaw & McCourt 1988).

6. Methodische Aspekte

Die Probenahmetechniken und Methoden für die Untersuchung fädiger Grünalgen sind im Vergleich zu denen des Phytoplanktons, insbesondere vor dem Hintergrund der Heterogenität des Litorals und der strukturellen Komplexität der Algengemeinschaft, nicht adäquat dokumentiert. Im weiteren werden einige wenige, aber elementare Literaturquellen vorgestellt.

Determination – Zur mikroskopischen Bestimmung der Arten der fädigen Grünalgen im vegetativen und generativen Zustand können Kadłubowska (1984), Jacob & Kapfer (1999) und eingeschränkt France et al. (1992) genutzt werden.

Probenahme – Die spezielle qualitative und quantitative Beprobung des Phytobenthos, deren Behandlung, Bestimmungsmethoden für Biomasse, Pigmente und Indices sowie diverse Berechnungsgrundlagen und deren mögliche Interpretation sind ausführlich in der nordamerikanischen Literatur beschrieben (Standard Methods APHA 1998, Aloï 1990, Wetzel & Likens 1991, Morin & Cattaneo 1992).

Nährstofflimitation – Für Experimente zur Prüfung der Limitation durch bestimmte Nähr- und/oder Schadstoffe kann die sog. „Substrat-Anreicherungstechnik“ verwendet werden (Pringle 1987, Pringle & Bowers 1984, Worm et al. 2000). Für diese oder ähnliche

Fragestellungen wurden bereits „nährstoffdiffusive Substrate“, i. d. R. ein mit Nährstoffen präpariertes Sand-Agar-Gemisch genutzt (Aloi 1990, Fairchild & Lowe 1984).

Nährstoffaustausch – Aufgrund der in den sauren Seen i. d. R. geringen P-Konzentration und dem Überschuss an P-Bindungspartnern ist die Bestimmung der Kinetik des P-Austausches über die diffusive Grenzschicht in periphytischen Matten fädiger Algen, insbesondere bei verschiedenen Wasserströmungen, und die Quantifizierung der P-Aufnahme der oftmals P-limitierten Algen offensichtlich nur mittels ^{32}P - oder ^{33}P -Isotopen möglich (Hansson 1989, Riber & Wetzel 1987, Tate et al. 1995).

Primärproduktion – Präzise und flächenbezogene Bestimmungen der Produktion der peri- und metaphytischen Algen vorzunehmen, ist aus verschiedensten Gründen nicht unproblematisch. Die Unsicherheiten ergeben sich zum einen aus der Bestimmung der flächenbezogenen Biomasseverteilung der aggregierten Gemeinschaft (vgl. Tab. 4) und zum anderen aus der Zuordnung der biomassespezifischen Rate der Primärproduktion unter Berücksichtigung der Dichteffekte (Packungsdichte, Selbstbeschattung der Algen etc.). Eine weitere Schwierigkeit in der Bestimmung der Netto-Primärproduktion besteht in der Separierung der mit den fädigen Algen assoziierten Gemeinschaft heterotropher Organismen, die das Verhältnis Produktion : Respiration stark verfälschen kann. Die Bestimmung der Photosynthese und Respiration aquatischer Makroflora inkl. der fädigen Grünalgen ist verschiedentlich über eine breite Spanne von Licht- und Temperaturbedingungen beschrieben worden (Thomas 1988, Wetzel & Likens 1991, Koschorreck & Tittel 2002, Howell et al. 1990, Graham et al. 1996a).

7. Ökologische Bedeutung

Das durch Versauerung induzierte Wachstum der fädigen Grünalgen in Seen ist sehr wahrscheinlich ein, in erster Linie durch die Wassertemperatur gesteuertes, saisonales Phänomen, in denen die Maximalabundanzen von See zu See und von Jahr zu Jahr stark schwanken können (Planas 1996, Morin & Cattaneo 1992). Während z. B. Kieselalgen (Bacillariophyceae) schon seit langem zur pH-Indikation genutzt wurden (Hustedt 1939), sind die fädigen zygnetalen Grünalgen erst deutlich später mit der Versauerung von Seen in Verbindung gebracht worden (Hendrey et al. 1976). Insbesondere die Arten der Gattung *Zygogonium* (Tab. 1) sind acidobionte Indikatorarten, die eine breite Aciditätstoleranz besitzen (Tab. 3, Vinebrooke et al. 2001). Diese Arten könnten wichtig für die Vermittlung der internen Alkalinitätsproduktion an der Sediment-Wasser Kontaktzone sein. Fädige Grünalgen haben einen wichtigen Einfluss auf die Nährstoffkreisläufe (C, N, und P), und teilweise auf die Ablagerung der Nährstoffe (Turner et al. 1995a/b) und könnten in erheblichen Maße zur benthischen Kohlenstoffakkumulation beitragen. Sie beeinflussen die biogene Alkalinitätsbildung über den Schwefelkreislauf, indem sie den Horizont, in dem benthische Sulfatreduktion stattfindet, in die Tiefe verschoben haben und die Reoxidation der normalerweise abgelagerten reduzierten Verbindungen verhindern (Kelly et al. 1995, Turner et al. 1995b). Welche Bedeutung den Algen als Substrat und Nahrungsgrundlage für wirbellose benthische Organismen zukommt, ist über eine große Spanne des Grades der Versauerung und den jeweiligen Gewässertyp und angesichts der noch nicht restlos aufgeklärten physiologischen Anpassungen der Zygnetataceae noch nicht hinreichend bekannt.

8. Defizite, Schlussfolgerungen und offene Fragen

In den meisten Studien wurde die autotrophe Komponente des Peri- und Metaphytons, d. h. die Algen selbst in vielfacher Hinsicht (zumeist Chlorophyll a-Konzentration und Primärproduktion) aber noch nicht ausreichend untersucht. Die heterotrophe Komponente, wie die Bakterien und Pilze, wurden dagegen deutlich weniger berücksichtigt. Deren Bedeutung ist nicht nur auf die Effekte der Nährstoffumsetzungen innerhalb der Matten zu beschränken, sondern auch in ihrer potentiellen Rolle als Konkurrenten um Nährstoffe zu berücksichtigen.

Zumeist wurden kausale Effekt-Wirkungs-Beziehungen zwischen zwei oder mehreren Umweltfaktoren (z. B. pH und Ab- oder Anwesenheit einzelner Arten) untersucht, ohne andere, das Vorkommen bestimmende Faktoren (Pkt. 5), mit einzubeziehen, die die Ab- oder Anwesenheit gleichermaßen oder entscheidend bestimmen könnten. Integrierende Bioassays (z. B. Pringle 1987) tragen hier zur besseren Aufklärung der Zusammenhänge bei.

Langzeit-Studien zur Dokumentation der Situation vor der Versauerung und im Zuge der Neutralisierung im Zusammenhang mit dem Auftreten, der Produktivität der Zygnemataceae fehlen völlig.

Wechselwirkungen zwischen der pelagischen und benthischen Produktion sind Gegenstand nur weniger wissenschaftlicher Aufsätze für circumneutrale Systeme, sollten aber bei künftigen Untersuchungen von Seen mit $\text{pH} < 5$ einbezogen werden. Entweder wird die pelagische oder die benthische Primärproduktion bestimmt, selten beides.

Die C- und P-Limitation der fädigen Grünalgen wird zumeist über C:N:P Relationen abgeschätzt. Laborexperimente zur Abschätzung des Grades der Limitation wurden nur wenige durchgeführt, würden aber im Zusammenhang mit anderen Parametern das jeweilige Vorkommen, die Artenzusammensetzung und Produktivität erklären.

Offen ist beispielsweise die Frage, warum einige gemeinsam in einem bestimmten pH-Bereich vorkommende Arten der Zygnemataceae nach Neutralisierung gemeinsam verschwinden, jedoch bei Rückversauerung nur einzelne dieser Arten wieder erscheinen (z. B. Jackson et al. 1990, Planas 1996). In welchem Maße die fädigen Grünalgen den durch einen Überschuss an Bindungspartnern effektiv gebundenen Phosphor (Kleeberg & Grüneberg 2004) in den eisen-gepufferten Tagebauseen (Tab. 4) mobilisieren und nutzen können ist nicht bekannt. Welchen Einfluss die dicht liegenden Filamente der Matten auf den Nährstoffaustausch unter den veränderten Diffusionsbedingungen haben ist nicht bekannt. Die P-Aufnahme durch epilithische bzw. periphytische Matten wurde nur wenig untersucht (Hansson 1989, Riber & Wetzel 1987, Tate et al. 1995). Der mögliche Beitrag der Zygnemataceae für die biogene Alkalinisierung bei $\text{pH} \leq 3$ wird gegenwärtig abgeschätzt (Kleeberg et al. in Vorb.).

Informationen über das Vorkommen bzw. das Verschwinden und die damit verbundenen Phänomene der fädigen Grünalgen der Zygnemataceae, über deren Ökologie und physiologische Anpassungen sind insbesondere für die Entwicklung von Strategien zur Säureelimination nützlich. Ihre Einbeziehung bei der Abschätzung der benthische Kohlenstoffakkumulation, Sedimentfrühdigenese und biogene Alkalinitätsbildung wichtig.

9. Literatur

- Almer, B., W. Dicksen, C. Ekstrom & E. Hornstrom, 1978. Sulfur pollution and the aquatic ecosystem. In Nriagu, J. O. (ed.) Sulfur in the environment. Part 2. Ecological impacts. John Wiley and Sons, New York. pp. 271-311.
- Aloi, J.E., 1990. A critical review of recent freshwater periphyton field methods. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47: 656-670.
- Behre, K., 1956. Die Algenbesiedlung einiger Seen um Bremen und Bremerhaven. Ver. Inst. Meeresforsch. Bremerhaven 4: 221-283.
- Beulker, C., D. Leßmann, & B. Nixdorf, 2003. Aspects of phytoplankton succession and spatial distribution in an acidic Mining Lake (Plessa 117, Germany). Acta Oecol. 24: 25-31.
- Collier, K.J. & M.J. Winterbourn, 1990. Population dynamics and feeding of mayfly larvae in some acid and alkaline New Zealand streams. Freshw. Biol. 23:181-189.
- Cook, R.B., C.A. Kelly, D.W. Schindler & M.A. Turner, 1986. Mechanismen of hydrogen ion neutralization in an experimentally acidified lake Limnol. & Oceanogr. 31:134-148.
- Duffek, A. & C. Langner, 2002. P-retention in an acidic mining lake under the influence of flooding with river water. Verh. Internat. Verein. Limnol. 28: 1717-1720.
- Fairchild, G., & R.L. Lowe, 1984. Artificial substrates which release nutrients: effects on periphyton and invertebrate succession. Hydrobiologia 114, 29-37.
- Fairchild, G.W. & J.W. Sherman, 1990. Effects of liming on nutrient limitation of epilithic algae in an acid lake. Wat., Air, and Soil Pollut. 52: 133-147.
- Fairchild, G.W. & J.W. Sherman, 1993. Algal periphyton response to acidity and nutrients in softwater lakes: Lake comparison vs. nutrient enrichment approaches. J. N. Am. Benthol. Soc. 12: 157-167.
- France, R.L., E.T. Howell, M.J. Paterson & P.M. Welbourn, 1991. Relationship between littoral grazers and metaphytic algae in five softwater lakes. Hydrobiologia 220: 9-27.
- France, R.L., Y.-K. Yung & P.M. Welbourn, 1992. Identification of metaphytic Zygnemataceae algae in acid-sensitive Canadian Shield Lakes. Algological Studies 66: 99-103.
- Geller, W., K. Friese, P. Herzsprung, R. Kringel, M. Schimmele, M. Schultze, K. Wendt-Potthoff & S. Wölfl, 2000. Geogene Versauerung von Tagebaurestgewässern. In R. Guderian & G. Gunkel (Hrsg.), Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie. Bd. 3A: Aquatische Systeme: Grundlagen – Physikalische Belastungsfaktoren – anorganische Stoffeinträge. Springer Verlag, Berlin: 352-380.
- Graham, J.M., P. Arancibia-Avila & L.G. Graham, 1996a. Physiological ecology of the filamentous green alga *Mougeotia* (Zygnematales, Charophyceae) under acidic conditions: light and temperature effects on photosynthesis and respiration. Limnol. Oceanogr. 41: 253-262.
- Graham, J.M., P. Arancibia-Avila & L.G. Graham, 1996b. Effects of pH and selected metals on the growth of the filamentous green alga *Mougeotia* under acidic conditions. Limnol. Oceanogr. 41: 263-270.
- Graham, M.D. & R.D. Vinebrooke, 1998. Trade-offs between herbivore resistance and competitiveness in periphyton of acidified lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55: 806-814.
- Gross, W., 2000. Ecophysiology of algae living in highly acidic environments. Hydrobiologia 433: 31-37.
- Grüneberg, B. & A. Kleeberg, 2004. Benthic phosphorus forms and transformations during neutralization of acid mining lakes. Hydrobiologia (in press).

- Hansson, L.-A., 1989. The influence of a periphytic biolayer on phosphorus exchange between substrate and water. *Arch. Hydrobiol.* 115(1): 21-26.
- Hansson, L.-A., 1990. Quantifying the impact of periphytic algae on nutrient availability for phytoplankton. *Freshw. Biol.* 24: 265-273.
- Harvey, H.H., 1989. Effects of acidic precipitation on lake ecosystems. In D.C. Adrian & A.H. Johnson (eds.) *Acid precipitation*. 2nd ed., Springer Verlag, New York: 137-164.
- Hawes, I., 1989. Filamentous green algae in freshwater streams on Signy Island, Antarctica. *Hydrobiologia* 172: 1-18.
- Hendrey, G.R., K. Baalsrud, T.S. Traaen, M. Laake & G. Raddum, 1976. Acid precipitation: some hydrobiological changes. *Ambio* 5: 224-227.
- Hillebrand, H., 1983. Developments and dynamics of floating clusters of filamentous algae. In R.G. Wetzel (Hrsg.), *Periphyton of freshwater Ecosystems*. Junk.
- Hodgetts, W.J., 1918. The conjugation of *Zygonium ericetorum* Kütz. *New Phytologist* 17: 238-251.
- Hoshaw, R.W. & R.M. McCourt, 1988. The Zygnemataceae (Chlorophyta): a twenty-year update of research. *Phycologia* 27: 511-548.
- Howell, E.T., M.A. Turner, R.L. France, M.B. Jackson & P.M. Stokes, 1990. Comparison of two Zygnematacean (Chlorophyta) algae in the metaphyton of two acidic lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 1085-1092.
- Hupfer, M., P. Fischer, K. Friese, 1998. Phosphorus retention mechanisms in the sediment of a eutrophic mining lake. *Wat. Air Soil Pollut.* 108: 341-352.
- Hustedt, F., 1939. Systematische und ökologische Untersuchungen über die Diatomeen-Flora von Java, Bali und Sumatra nach dem Material der deutschen limnologischen Sundaexpedition III. Die ökologischen Faktoren und ihr Einfluss auf die Diatomeen-Flora. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 16: 274-394.
- Jackson, M.B., E.M. Vandermeer, N. Lester, J.A. Booth, L. Molot, & I.M. Gray, 1990. Effects of neutralization and early reacidification on filamentous algae and macrophytes in Bowland lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 432-439.
- Jacob, W. & M. Kapfer, 1999. Morphologie und Taxonomie von Fadenalgen im sauren Tageausee Koschen (Lausitz, Brandenburg). *Lauterbornia* 35: 71-80.
- Jansson, M., 1988. Phosphate uptake and utilization by bacteria and algae. *Hydrobiologia* 170: 177-189.
- Kadłubowska, J. Z., 1984. Süßwasserflora von Mitteleuropa, Vol. 16, Conjugatophyceae I Chlorophyta VIII Zygnemales. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, pp. 215-233.
- Kelly, C.A., J. Amaral, M.A. Turner, J.W.M. Rudd, D.W. Schindler & M.P. Stainton, 1995. Disruption of sulphur cycling and acid neutralization in lakes. *Biogeochemistry* 28: 115-130.
- Kinross, J.H., N. Christofi, P.A. Read & R. Harriman, 1993. Filamentous algae communities related to pH in streams in the Trossachs, Scotland. *Freshw. Biol.* 30: 301-317.
- Kleeberg, A. & B. Grüneberg, 2004. Phosphorus mobility in sediments of acid mining lakes, Lusatia, Germany. *Ecological Engineering* (in press).
- Kleeberg, A., H. Schubert, M. Koschorreck & B. Nixdorf, in Vorb. Biomass mapping and primary production of filamentous green algae in an acid (pH 2.9) mining lake and its impact on alkalinity generation.
- Klug J.L. & J.M. Fischer, 2000. Factors influencing the growth of *Mougeotia* in experimentally acidified mesocosms. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 538-547.

- Kopáček, J., J. Hejzlar, J. Borovec, P. Porcal & I. Kotorová, 2000. Phosphorus inactivation by aluminium in the water column and sediments: lowering of in-lake phosphorus availability in an acidified watershed-lake ecosystem. *Limnol. & Oceanogr.* 45(1): 212-225.
- Kopáček, J., K.-U. Ulrich, J. Hejzlar, J. Borovec, E. Stuchlík, 2001. Natural inactivation of phosphorus in atmospherically acidified water bodies. *Wat. Res.* 35(16): 3783-3790.
- Koschorreck, M. & J. Tittel, 2002. Benthic photosynthesis in an acidic mining lake (pH 2.6). *Limnol. Oceanogr.* 47: 1197-1201.
- Lynn, R. & T.D. Brock, 1969. Notes on the ecology of a species of *Zygonium* (Kütz.) in Yellowstone National Park. *J. Phycol.* 5: 181-185.
- Morin A. & A. Cattaneo, 1992. Factor affecting sampling variability of freshwater periphyton and the power of periphyton studies. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 1695-1703.
- Müller, P., 1980. Effects of the artificial acidification on the growth of periphyton. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 355-363.
- Mulholland, P.J., J.W. Elwood, A.V. Palumbo & R.J. Stevenson, 1986. Effect of stream acidification on periphyton composition, chlorophyll, and productivity. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43, 1846-1858.
- Naumann, E., 1931. Limnologische Terminologie. *Handbuch der biologischen Arbeitsmethoden, Abt. IX, Teil 8.* Urban & Schwarzenberg, Berlin, 776 pp.
- Nixdorf, B., D. Leßmann & C.E.W. Steinberg, 2003a. The importance of chemical buffering for pelagic and benthic colonization in acidic waters. *Wat., Air, and Soil Pollut.* 3: 27-46.
- Nixdorf, B., H. Krumbeck, J. Jander & C. Beulker, 2003b. Comparison of bacterial and phytoplankton production in extremely acidic mining lakes and eutrophic hard water lakes. *Acta Oecol.* 24: 281-288.
- Niyogi, D.K., D.M. McKnight & W.M. Lewis, 1999. Influence of water and substrate quality for periphyton in a mountain stream affected by acid mine drainage. *Limnol. Oceanogr.* 44(3): 804-809.
- Norris, R.B., B.T. Hart & M. Fiulaysar, 1995. Use of biota to assess water quality. *Austral. J. Ecol.* 20: 1-13.
- Odum, E.P., 1985. Trends expected in stressed ecosystems. *Bio-Science* 35: 419-422.
- Pietsch, W., 1998. Colonization and development of vegetation of mining lakes of the Lusation lignite area depending on water genesis. In W. Geller, H. Klapper & W. Salomons (Hrsg.), *Acidic Mining Lakes.* Springer Verlag, Berlin: 169-193.
- Planas, D., 1996. Acidification affects. In: Stevenson, R.J., M.L. Bothwell & R.L. Lowe (eds.): *Algal Ecology.* Acad. Press Inc., San Diego: 497-530.
- Planas, D., L. Lapierre, G. Moreau, & M. Allard, 1989. Structural organization and species composition of a lotic periphyton community in response to experimental acidification. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46: 827-835.
- Pringle, C. M., 1987. Effects of water and substratum nutrient supplies on lotic periphyton growth: an integrated bioassay. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44:619-629.
- Pringle, C.M. & J.A. Bowers, 1984. An *in situ* substratum fertilization technique: diatom colonization on nutrient-enriched, sand substrata. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41:1247-1251.
- Riber, H.H., R.G. Wetzel, 1987. Boundary-layer and internal diffusion effects on phosphorus fluxes in lake periphyton. *Limnol. Oceanogr.* 32(6): 1181-1194.
- Roll, H., 1939. Zur Terminologie des Periphytons. *Arch. Hydrobiol.* 35: 39-41.

- Rudd, J.W.M., C.A. Kelly, D.W. Schindler & M.A. Turner, 1988. Disruption of the nitrogen cycle in acidified lakes. *Science* 240: 1515-1517.
- Schindler, D.W., 1993. Changes caused by acidification to the biodiversity: productivity and biochemical cycles of lakes. In: C.E.W. Steinberg & R.F. Wright (eds.) *Acidification of freshwater ecosystem*. John Wiley & Sons, Chichester, 153-164.
- Schindler, D.W., K.H. Mills, D.F. Malley, D.L. Findlay, J.A. Shearer, I.J. Davies, M.A. Turner, G.A. Lindsey, & D.R. Cruikshank, 1985. Long-term ecosystem stress: The effects of years of experimental acidification on a small lake. *Science* 228: 1395-1401.
- Sheath, R.G., M. Havas, J.A. Hellebust, & T.C. Hutchinson, 1982. Effects of long-term natural acidification on the algal communities of tundra ponds at Smoking Hills, N.W.T., Canada. *Can. J. Bot.* 60: 58-72.
- Sheath, R.G., & C.A. Nerone, 1988. The benthic macro-algae of Georgian Bay, the North Channel and their drainage basin. *Hydrobiologia* 163: 141-148.
- Sheath, R.G., L.V. Morgan, J.A. Hambrook & K.M. Cole, 1996. 7. Tundra stream macroalgae of North America: composition, distribution and physiological adaptations. *Hydrobiologia* 336: 67-82.
- Simons, J., 1987. *Spirogyra* species and accompanying algae from dune waters in the Netherlands. *Acta Bot. Neerl.* 36: 13-31.
- Simpson, P.S. & J.W. Eaton, 1986. Comparative studies of the photosynthesis of the submerged macrophytes *Elodea canadensis* and the filamentous algae *Cladophora glomerata* and *Spirogyra* sp. *Aquat. Bot.* 24:1-12.
- Sládečková, A., 1960. Limnological study of the reservoir Sedlice near Želiv. XI. Periphyton stratification during the first year-long period (June 1957 – July 1958). *Sci. Pap. Inst. Chem. Technol. Prague, Faculty of Technol. Fuel Water* 4: 143-201.
- Standard Methods (1998) of American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation for the examination of water and wastewater. 20th edition – Biological examination, 10-26 – 10-59.
- Steinmann, A.D., C.D. McIntire, S.V. Gregory, G.A. Lamberti & L.R. Ashkenas, 1987. Effect of herbivore type and density on taxonomic structure and physiognomy of algal assemblages in laboratory streams. *J. North Am. Benthol. Soc.* 6: 175-188.
- Steinmann, A.D., 1996. Effects of grazers on freshwater benthic algae. In Stevenson, R.J., M.L. Bothwell & R.L. Lowe (eds.): *Algal Ecology*. Acad. Press Inc., San Diego: 341-373.
- Stokes, P.M., 1986. Ecological effects of acidification on primary producers in aquatic systems. *Wat., Air, Soil Pollut.* 30: 421-438.
- Tate, C.M., R.E. Broshears, D.M. McKnight, 1995. Phosphate dynamics in an arctic mountain stream: interactions involving algal uptake, sorption by iron oxide and photoreduction. *Limnol. Oceanogr.* 40(5): 938-946.
- Thomas, M.L.H., 1988. Photosynthesis and respiration of aquatic macro-flora using the light and dark bottle oxygen method and dissolved oxygen analyzer. In: Lobbau, C.S., D.J. Chapman and B.P. Kremer (eds.): *Experimental Phycology – A laboratory Manual*. Cambridge Univ. Press: 64-77.
- Turner, M.A., M.B. Jackson, D.L. Findlay, R.G. Graham, E.R. DeBruyn & E.M. Vandermeer, 1987. Early responses of periphyton to experimental lake acidification. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 135-149.
- Turner, M.A., E.T. Howell, M. Summerby, R.H. Hesslein, D.L. Findlay, M.B. Jackson, 1991. Changes in epilithon and epiphyton associated with experimental acidification of a lake to pH 5. *Limnol. Oceanogr.* 36(7): 1390-1405.

- Turner, M.A., E.T. Howell, G.G.C. Robinson, P. Campbell, R.E. Hecky & E. Schindler, 1994. Roles of nutrients in controlling growth of epilithon in oligotrophic lakes of low alkalinity. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 2784-2793.
- Turner, M.A., E.T. Howell, G.G.C. Robinson, J.F. Brewster, L.J. Sigurdson & D.L. Findlay, 1995a. Growth characteristics of bloom-forming filamentous green algae in the littoral zone of an experimentally acidified lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 2251-2263.
- Turner, M.A., G.G.C. Robinson, B.E. Townsend, B.J. Hann & J.A. Amaral, 1995b. Ecological effects of blooms of filamentous green algae in the littoral zone of an acid lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 2264-2275.
- Turner, M.A., D.W. Schindler, D.L. Findlay, M. B. Jackson & G.C. Robinson, 1995c. Disruption of littoral algal associations by experimental acidification. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 2238-2250.
- Vinebrooke, R.D., 1996. Abiotic and biotic regulation of periphyton in recovering acidified lakes. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 15: 318-331.
- Vinebrooke, R.D. & M.D. Graham, 1997. periphyton assemblages as indicators of recovery in acidified Canadian Shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 1557-1568.
- Vinebrooke, R.D., M.A. Turner, K.A. Kidd, B. J. Hann & D.W. Schindler, 2001. Truncated foodweb effects of omnivorous minnows in a recovering acidified lakes. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 20: 629-642.
- Weber, C.I., 1973. Biological field and laboratory methods for measuring the quality of surface waters and effluents. Environmental Protection Agency Publication - EPA-670/4-73-001.
- Webster, K.E., 1992. Complex biological responses to the experimental acidification of Little Rock Lake, Wisconsin, USA. *Environm. Pollut.* 78: 73-78.
- Welch, E.B., R.R. Horner, C.R. Patmont, 1989. Prediction of nuisance periphytic biomass: a management approach. *Wat. Res.* 23: 401-405.
- West, G.S. & C.B. Starkey, 1915. A contribution to the cytology and life-history of *Zygonium ericetorum* (Kütz.) Hansg., with some remarks on the "genus" *Zygonium*. *New Phytologist* 14: 194-205.
- Wetzel, R.G. 1983. *Limnology*. 2nd ed. Saunders College Publishers, Philadelphia. 858 pp.
- Wetzel, R.G., E.S. Brammer, K. Lindström & C. Forsberg, 1985. Photosynthesis of submerged macrophytes in acidified lakes. II Carbon limitation and utilization of benthic CO₂ sources. *Aquat. Bot.* 22: 107-120.
- Wetzel, R.G. & G.E. Likens, 1991. *Limnological analysis*, 2nd ed. Springer-Verlag New York, Inc., 391 pp.
- Worm, B., T.B.H. Reusch & H.K. Lotze, 2000. In situ nutrient enrichment: methods for marine benthic ecology. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 85(2-3): 359-375.

Holzeintrag in einen degradierten Sandbach – Auswirkungen auf Morphologie, Hydraulik und Partikelretention

Michael Mutz

Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Forschungsstelle Bad Saarow, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow, e-mail: m.mutz@limno-tu-cottbus.de

Key words: Tieflandbach, Fallholz, Sohlerosion, Strömungstotzone, Sestonrückhalt

Abstract

In a pilot study wood was added to a sand-bed stream reach that showed head ward erosion. Quantity and quality of the wood corresponded to wood in natural reference streams. Prior to and after wood addition the stream bed and the position of the wooden elements were recorded by electronic distance measurement. Reach hydraulics and particle deposition rates were assessed injecting solute and particulate tracers at base flow conditions, both prior and after wood addition. The wood caused re-deposition of sediments within the reach. Export of sediments from the reach was stopped. At base flow the wood blocked on average 13 % of the cross-section. The mean velocity was reduced from 0.08 to 0.07 m·s⁻¹, the longitudinal dispersion coefficient from 0.072 to 0.061 m²·s⁻¹, and the proportion of transient storage zone to main channel from 0.38 to 0.28. The wood increased the deposition rate of fine organic particles by 22 %. The deposition velocity of particles in situ was significantly larger than their fall velocity in still water. Results confirmed the beneficial effects of wood, that is naturally delivered into the channel by the riparian vegetation, in degraded low-energy sand bed streams.

Einleitung

In naturnahen Sandbächen ist Totholz das überwiegende Hartsubstrat (Hering et al., 2000). Es bewirkt insbesondere in Tieflandbächen eine wesentliche Steigerung der Strömungsdiversität und der Strukturvielfalt (Hering & Reich, 1997; Mutz, 2000) und steigert als wichtiges Habitat die Biodiversität in den Gewässern (Hoffman & Hering, 2000). Die naturgemäße Menge sowie die Zusammensetzung von Totholz in Tieflandbächen sind aus der Leitbildentwicklung und der Beschreibung morphologischer Referenzzustände für Bäche Brandenburgs bekannt (Schlif & Mutz, 2001; Mutz & Daniel, 2000; Mutz et al., 2001). Angesichts dieser positiven Wirkungen liegt es nahe zu prüfen, ob der Eintrag von naturgemäßen Holzmengen ein geeignetes Mittel für eine auf das Leitbild ausgerichtete Entwicklung degradierter Sandbäche ist. Ein solcher Holzeintrag könnte im Einzelfall als Initialmaßnahme direkt erfolgen. In den meisten Fällen wird Fall- und in geringerer Menge Sturzholz aber als natürliches Produkt der Ufergehölze in die Bäche eingetragen, wo es gegenwärtig allerdings durch die gängige Praxis der Gewässerbewirtschaftung möglichst vollständig aus den Gewässern entfernt wird.

In einem Pilotversuch wurden die Auswirkungen des naturgemäßen Totholzeintrags in einen 60 m langen Abschnitt eines degradierten Sandbaches untersucht. Dabei standen folgende Fragen im Vordergrund: Kann Sohlerosion durch Holzeintrag gestoppt oder vermindert

werden? Wie verändert sich die Hydraulik des Bachabschnittes bei Mittelwasserabfluss? Wie verändert sich die Retentionskapazität für feinputikuläres organisches Material (FPOM)?

Methoden

Es wurden vergleichende Messungen der Gewässerbettmorphologie, der Hydraulik und des FPOM-Rückhalts vor und nach dem Holzeintrag durchgeführt. Das Gewässerbett wurde in hoher räumlicher Auflösung mit einem elektronischen Tachymeter vermessen. Aus den Vermessungsdaten wurden in Geographischen Informationssystemen (GIS, Arc/Info, AutoCAD) 3-dimensionale Modelle der Gewässersohle gebildet und daraus die Bilanz der Masseänderungen berechnet.

Zur Erfassung der Hydraulik des Untersuchungsabschnittes wurden die Durchgangskurven von gelöstem NaCl zu Beginn und am Ende der Strecke über die elektrische Leitfähigkeit bestimmt. Durch Anpassung eines eindimensionalen Transportmodells (OTIS; Runkel, 1998) an die gemessenen Kurven wurden die Transportgeschwindigkeit, die Längsdispersion, der Anteil der Strömungstotzone (transient storage zone) und die Austauschrate zwischen Totzone und Hauptstrom errechnet (Hünken et al., 2002).

Die FPOM-Retention wurde durch Einsatz von Seesediment als partikulärem Tracer ermittelt (187 g TM bei dem Versuch ohne Holz, 221 g TM bei dem Versuch mit Holz). Das Sediment wurde 1:3 mit Wasser verdünnt, 10 Minuten gerührt, und mit Ultraschall (10 Min. bei 700 W) behandelt, um Konglomerate zu zerschlagen. Nach der Behandlung betragen die Partikeldurchmesser zwischen 50 und 1 µm und die mittlere Sinkgeschwindigkeit bezogen auf die Masse der Partikel (vfall) war $3.9 \times 10^{-6} \text{ m} \times \text{s}^{-1}$ (Bethwell et al., 2002). Die Durchgangskurven der in der fließenden Welle befindlichen Partikel wurden zu Beginn und am Ende der Untersuchungsstrecke erfasst. Die quantitative Bestimmung des Tracers erfolgte gravimetrisch aus zeitlich eng aufeinander folgenden Teilproben der fließenden Welle. Die Abnahme der Partikelfracht mit der Transportstrecke wurde gleich der Deposition gesetzt, d.h. die Resuspension auf der Strecke wurde als vernachlässigbar angenommen. Unter Verwendung des Retentionsmodells ($C_x = C_0 \cdot e^{(-k \cdot x)}$; C = Partikelkonzentration, x = Fließstrecke, k = Retentionsrate; Reynolds et al., 1990) wurden die mittleren Transportdistanzen ($1/k$) und die Depositionsgeschwindigkeiten der Partikel auf der Strecke ($v_{\text{dep}} = T \cdot v \cdot k$, T = mittlere Wassertiefe, v = mittlere Transportgeschwindigkeit) abgeleitet.

Untersuchungsgewässer und Holzeintrag

Der Pilotversuch erfolgte im Demnitzer Mühlenfließ, Ostbrandenburg. Die 60 m lange Untersuchungsstrecke hatte bei Trockenwetterabfluss im Januar (ca. 35 l s^{-1}) eine mittlere Gewässerbreite von 2,98 m. Die Wassertiefe betrug 0,15 m und das Wasserspiegelgefälle war 0,32 %. Die Sohlsedimente bestanden fast ausschließlich aus Sand ($D_{50} = 0,37 \text{ mm}$, $D_{90} = 1,27 \text{ mm}$). Der Bachabschnitt war von rückschreitender Sohlerosion betroffen. Im Zeitraum von Dezember 1999 bis Dezember 2000 waren 3 m^3 Sand aus dem 60 m langen Bachabschnitt ausgetragen worden.

Die eingebrachten Hölzer wurden dem Fallholz des Uferwaldes entnommen und fünf Monate vorgewässert. Es wurden am 25. Januar 2001 86 markierte Holzstücke in die 60 m lange Untersuchungsstrecke eingebracht (Tab. 1). Diese Menge entsprach 48 Hölzern pro 100 m^2 Sohle bzw. $0,29 \text{ m}^3$ pro 100 m^2 Sohle und war damit im Bereich der naturgemäßen

Holzmenge in Referenzbächen Brandenburgs. Nach dem Eintrag wurden die Lage der Hölzer im Bachbett, deren Exposition zur Strömung sowie deren relativer Sohlkontakt dokumentiert.

Tabelle 1: Statistische Kennwerte der eingetragenen Hölzer und der resultierenden Verbauung des Abflussquerschnitts bezogen auf Trockenwetterabfluss von 35 l s^{-1} ; N = 86.

	Länge [m]	Durchmesser [m]	Verbauung [% des Querschnitts]
Mittelwert	1,71	0.067	13
Maximum	4,55	0.025	47
Minimum	0,63	0.16	3

Ergebnisse

Sohlumlagerung

Die Bachsohle zeigte auch nach dem Holzeintrag eine deutliche Umlagerung der sandigen Sohlsedimente bei ausgeglichener Bilanz innerhalb der Untersuchungsstrecke. Zwischen den beiden Sohlvermessungen (14.12.2000 und 18.02.2001) wurden im Bachabschnitt insgesamt $3,6 \text{ m}^3$ Sediment abgetragen und $3,4 \text{ m}^3$ deponiert. Diese Sedimentumlagerung erfolgte kleinräumig innerhalb der Untersuchungsstrecke, denn eine Nachlieferung von Sohlsediment von oberhalb konnte ausgeschlossen werden. Der dortige Bachabschnitt war rückgestaut mit einem erheblich größeren Abflußquerschnitt und einer Sohle ausschließlich aus tiefgründigem organischem Material. Eine Erosion der Ufer wurde nicht beobachtet. Die Kleinräumigkeit der Sohlumlagerung zeigt sich bei der Überlagerung der beiden Sohlmodelle im GIS (Abb. 1). Das Muster von Deposition und Erosion korrespondiert vermutlich mit den durch Holz ausgelösten komplexen lokalen Sekundärströmungen.

Leider konnte auf Grund eines technischen Defekts bei der Abflussaufzeichnung kein genauer Bezug zwischen der Sohlumlagerung und der Höhe des Abflusses direkt an der Untersuchungsstrecke hergestellt werden. Allerdings zeigen Pegeldata von ca. 1,5 km oberhalb der Untersuchungsstrecke ein Hochwasser im Zeitraum zwischen den beiden Sohlvermessungen (Quelle: Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin). Dieses Hochwasser hatte mit einer Abflussspitze von ca. 50 l s^{-1} in etwa ein Drittel des jährlichen Hochwassers.

Ein weiteres Indiz für eine Stabilisierung der Sohle durch das Holz ist die Änderung des Sohlkontaktes der Hölzer in der Zeit nach dem Eintrag (Abb. 2). Unmittelbar nach dem Eintrag hatte der überwiegende Teil der Hölzer nur geringen Kontakt mit der Gewässersohle (Abb. 2A). Bei einer weiteren Kartierung im August 2001 wurden nur 79 Hölzer wiedergefunden. Keines der fehlenden Hölzer wurde im unterhalb der Strecke gelegenen Holzfänger gefunden. Es wird daher vermutet, dass diese zumeist kleineren Hölzer völlig in der Sohle übersandet wurden. Von den restlichen 79 hatten drei die Markierung verloren. Bei den verbleibenden 76 Hölzern hatten im August 2001 fünf einen reduzierten und 17 einen teilweise erheblich erhöhten Sohlkontakt (Abb. 2B). Das Über- und Einsanden der Hölzer wird als Indiz für die sedimentstabilisierende Wirkung des Holzes gedeutet. Es könnte allerdings auch eine Folge der mit der Zeit zunehmend strömungsparallelen Lage der Hölzer sein. Eine endgültige Beurteilung der morphologischen Wirkung des Holzes kann erst nach einer längeren Zeitspanne erfolgen.

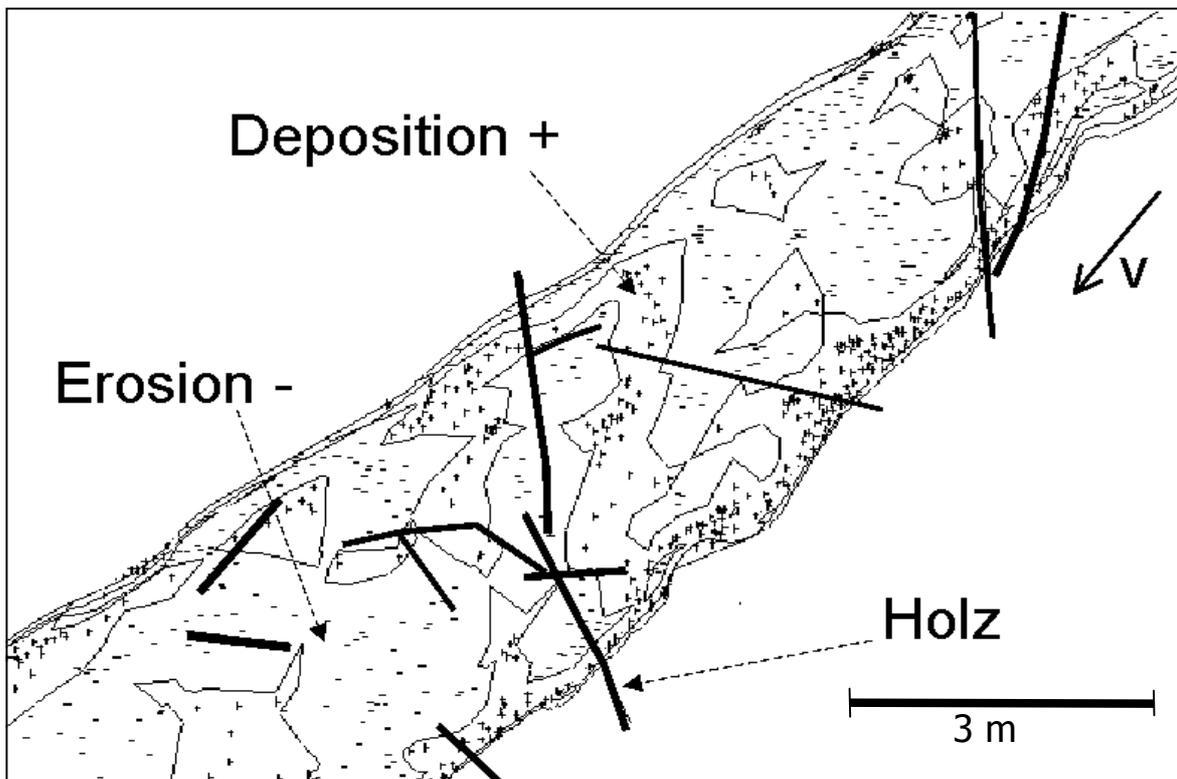


Abbildung 1: Muster von Deposition und Erosion auf der Sohle eines kleinen Ausschnitts der Untersuchungsstrecke innerhalb der Uferlinien bei Mittelwasserspiegel. + = Deposition; - = Erosion. Die Lage der Punkte entspricht den Zentren der Verschneidungsflächen aus den beiden TIN Modellen (Triangular Irregular Network). Die Konturlinien zeigen die Grenzen zwischen Bereichen mit Deposition und Erosion. Die eingezeichneten Hölzer sind nur in Bezug auf die Länge maßstabsgetreu wiedergegeben. Deren Breite entspricht nur ungefähr dem jeweiligen Holzdurchmesser.

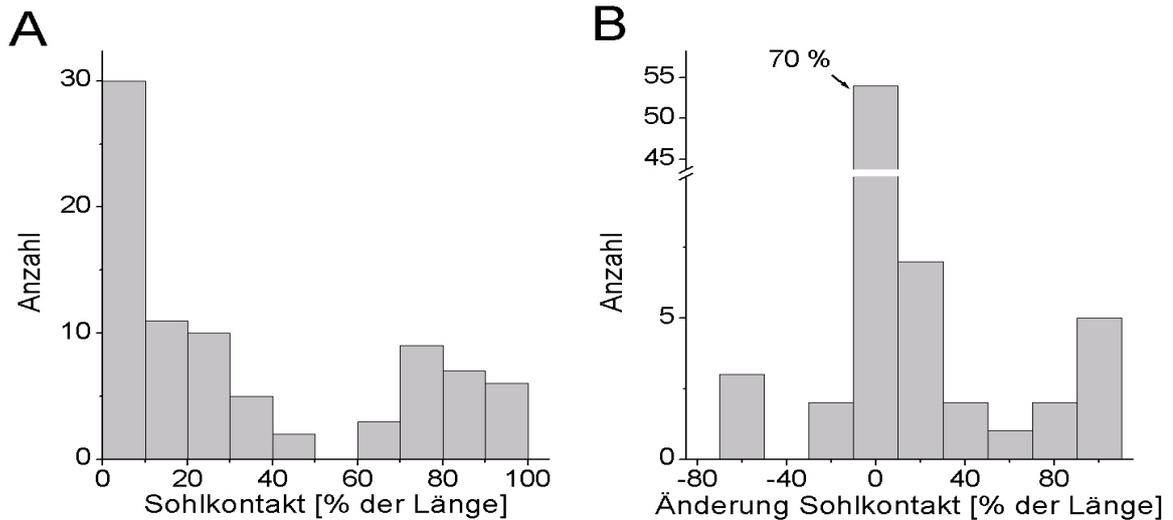


Abb. 2: **A)** Relativer Sohlkontakt der Hölzer bezogen auf deren Länge unmittelbar nach dem Eintrag im Januar 2001; N= 86. **B)** Änderung des relativen Sohlkontaktes der Hölzer von Januar bis August 2001; N= 76.

Hydraulik

Die durch die Hölzer erzeugte Verbauung des Abflussquerschnitts, bezogen auf einen Trockenwetterabfluss von 35 l s^{-1} , betrug im Mittel 13 %. Die maximale Verbauung war 47 %. Die minimale 3 %. Daraus resultierte ein vom unteren zum oberen Ende der Untersuchungsstrecke zunehmender Anstieg der Wassertiefe (im Mittel von 0,15 auf 0,18 m), wodurch sich das Wasserspiegelgefälle von 0,32 % auf 0,37 % erhöhte.

Tabelle 2: Vergleich der hydraulischen Kennwerte der Untersuchungsstrecke mit und ohne Holz. V = Transportgeschwindigkeit der fließenden Welle.

	Ohne Holz	Mit Holz
V_mittel [m s^{-1}]	0,08	0,07
V_max [m s^{-1}]	0,16	0,12
Dispersionkoeffizient [$\text{m}^2 \text{ s}^{-1}$]	0,072	0,061
Querschnitt Hauptstrom [m^2]	0,29	0,32
Querschnitt Totzone [m^2]	0,18	0,12
Totzone / Hauptstrom	0,38	0,28
Austauschrate [s^{-1}]	0,0024	0,0027
Abfluss [l s^{-1}]	33,2	35

Die mittlere Transportgeschwindigkeit des Wassers wurde durch das Holz nur geringfügig reduziert (Tab. 2). Sehr viel deutlicher durch das Holz gebremst wurden hingegen die schnell laufenden Teile der fließenden Welle. Dementsprechend war die Längsdispersion mit Holz geringer als ohne. Entgegen den Erwartungen ergab sich durch das Holz eine Abnahme der Strömungstotzone. Das Verhältnis von Totzone zu Hauptstrom, ohne Holz mit 0,38 überraschend groß, wurde durch den Holzeintrag auf 0,28 verringert. Es wird vermutet, dass

die Sekundärströmungen, welche durch die Hölzer erzeugt wurden, große Teile der ehemaligen Totzone an Hauptstrom anschlossen. In diese Richtung weist auch die leicht erhöhte Austauschrate zwischen Hauptstrom und Totzone.

FPOM-Retention

Auf der 50 m langen Untersuchungsstrecke wurden ohne Holz 25 % und mit Holz 32 % der Partikel zurückgehalten. Die Retention wurde damit durch Holz um fast 30 Prozent erhöht (Tab. 3). Bei der Interpretation der aus dem negativ exponentiellen Modell abgeleiteten Parameter mittlere Transportdistanz und Depositionsgeschwindigkeit muss bedacht werden, dass das Modell auf nur zwei Messstellen basiert und daher mit einer nicht bestimmaren Ungenauigkeit versehen ist. Da die Partikelretention aber generell einen negativ exponentiellen Verlauf zeigt (Cushing et al., 1993; Reynolds et al., 1990), scheint die Ableitung der Parameter dennoch gerechtfertigt. Die Depositionsgeschwindigkeiten auf der Bachstrecke betragen ohne Holz $8,28 \times 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$ und mit Holz $1,16 \times 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$. Der Vergleich mit der erheblich geringeren Sinkgeschwindigkeit der Partikel in stehendem Wasser von nur $3,9 \times 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$ (Tab. 3) deutet darauf hin, dass in beiden Fällen die Deposition der Partikel nicht ausschließlich durch Sedimentation erfolgt sein kann.

Tabelle 3: Vergleich der Retention der FPOM-Partikel auf der Untersuchungsstrecke ohne und mit Holz. Die Frachtreduktion entspricht der Masseabnahme der mit der fließenden Welle transportierten Tracermenge auf 50 m der Teststrecke.

	Ohne Holz	Mit Holz
Reduktion Fracht [%]	25	32
Mittlere Transportdistanz [m]	145	109
$V_{\text{dep}} / V_{\text{fall}}$	2,07	2,90

Zusammenfassung

Der Holzeintrag löste auf der Sandsohle kleinräumige Sedimentumlagerungen aus. Die bisher nach dem Eintrag ausgeglichene Sedimentbilanz der Strecke und das Einsanden der Hölzer deutet darauf hin, dass die Sohlerosion der Untersuchungsstrecke verlangsamt oder eventuell sogar gestoppt werden kann. Das Holz verursachte bei Trockenwetterabfluss einen deutlichen Anstieg der Wassertiefe. Die schnellen Anteile der fließenden Welle wurden durch das Holz deutlich gebremst, während die mittlere Strömungsgeschwindigkeit nur geringfügig reduziert wurde. Überraschenderweise waren die Strömungstotzonen der Strecke nach dem Holzeintrag deutlich reduziert. Dies war vermutlich eine Folge der durch das Holz verursachten Sekundärströmungen. Die Retention von feinputikulärem organischen Material wurde durch das Holz um ca. 30 % erhöht. Die Depositionsgeschwindigkeiten der Partikel im Bach waren größer als deren Sinkgeschwindigkeit in ruhendem Wasser. Dies deutet darauf hin, dass der Rückhalt der Partikel nicht allein durch die Sedimentation der Partikel gesteuert wird. Die Ergebnisse belegen eine positive Wirkung von naturgemäßen Holzmassen in degradierten Sandbächen des Tieflandes auf die wasserwirtschaftlich relevanten Funktionen Sedimentrückhalt und Wasser- und Partikelretention.

Literatur

- Bethwell, C., M. Mutz, R. Saack & D. Menz, 2002. Organische Feinsedimente - ein geeigneter Tracer für Retentionsuntersuchungen in Bächen? Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2001: 777-782.
- Cushing, C.E., G.W. Minshall, & J.D. Newbold, 1993. Transport dynamics of fine particulate organic matter in two Idaho streams. *Limnol. Oceanogr.* 38: 1101-1115.
- Hering, D. & M. Reich, 1997. Bedeutung von Totholz für Morphologie, Besiedlung und Renaturierung mitteleuropäischer Fließgewässer. *Natur und Landschaft* 9: 383-389.
- Hering, D., J. Kail, S. Eckert, M. Gerhard, E.I. Meyer, M. Mutz, M. Reich, & I. Weiss, 2000. Coarse woody debris quantity and distribution in Central European streams. *International Review of Hydrobiology* 85: 5-23.
- Hoffman, A. & Hering, D., 2000. Wood-associated macroinvertebrate fauna in central European streams. *International Review of Hydrobiology* 85: 25-48.
- Hünken, A., M. Mutz & B. Ehrlich, 2002. Der hydraulische Fingerabdruck von Sandbächen, Tracerversuche und Modellierung - eine geeignete Methode zur Charakterisierung von Fließstrecken? Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2001: 794-799.
- Mutz, M. & S. Daniel, 2000. Totholz in einem naturnahen Tieflandbach - Art, Menge und räumliche Verteilung. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 1999: 235-240.
- Mutz, M., 2000. Influences of wood on flow patterns and channel morphology in a low energy sand-bed stream reach. *International Review of Hydrobiology* 85: 107-121.
- Mutz, M., J. Schlieff, & C. Orendt, 2001. Morphologische Referenzzustände für Bäche im Land Brandenburg. Landesumweltamt Brandenburg (LUA) (Hrsg.). Studien und Tagungsberichte, Band 33:1-73. Potsdam.
- Reynolds, C.S., M.L. White, & R.T. Clark, 1990. Suspension und settlement of particles in flowing water: Comparison of the effects of varying water depth und velocity in circulating channels. *Freshwater Biology* 24: 23-34.
- Runkel, R.L., 1998. One-dimensional transport with inflow and storage (OTIS)-A solute transport model for streams and rivers. Denver. U.S. Geological survey Water-Resource Investigations Report. 98-4018: 1-73.
- Schlieff, J. & M. Mutz, 2001. Totholz in naturnahen Fließgewässern des norddeutschen Tieflandes (Brandenburg). Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2000: 263-267.

Organische Substanz und ihre partikulären und adsorbierten Anteile im Feinsediment eines bergbaubeeinflussten Fließgewässers

Claudia Bethwell

Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Forschungsstelle Bad Saarow, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow, e-mail: c.bethwell@limno-tu-cottbus.de

Key words: Dichtefraktionierung, Dichtentrennung, organischer Kohlenstoff, organomineralische Komplexe, AMD

Abstract

The organic matter and its association with minerals was analysed in the sediment of an extremely acidic, iron- and sulphate-rich outlet of a mining lake in the post-mining landscape, Lausitz (Germany). The analysed sediment consisted of iron-oxyhydroxides and iron-oxyhydroxisulphats. The sediment sampling sites were at a distance of 0, 10, 25, 525 m to the mining lake. The fine sediment was partitionated in the fractions $<1.6 \text{ g cm}^{-3}$, $1.6 - 2.0 \text{ g cm}^{-3}$, $2.0 - 2.4 \text{ g cm}^{-3}$ and $>2.4 \text{ g cm}^{-3}$ with density solutions. The organic carbon and nitrogen mass% were analysed in the density fractions and from both the C/N ratio was calculated. The fine sediment contained between 2 % and 7.2 % organic matter with a C/N ratio between 27 and 37. The particulate organic matter (0.2 – 2.9 mass%) mainly consisted of fine lignite particles and pieces of plants and was found in the two lighter fractions. The smaller portion of the total organic matter of the fine sediment consisted of particles (7 % – 38 %) and the larger portion of the total organic matter of the fine sediment was associated to the sediment minerals: to iron minerals (55 % – 87 %) and to clay minerals (6 – 7 %). The organic matter which was adsorbed to the iron minerals was the largest portion of the carbon pool in the analysed sediment. It is not available for microbes, e.g. for reduction of iron and sulphate. The content of the total organic matter in the fine sediment of the acid mine drainage decreased with increasing distance to the mining lake. The particulate portion of the total organic matter of the fine sediment decreased, while the adsorbed portion of organic matter increased with increasing distance to the mining lake. This decrease of the particulate organic matter, especially of the lignite particles, indicates, that the mining lake delivers such particles to the stream and there the particles deposit fastly on the stream-bed.

Zusammenfassung

Die organische Substanz und ihre Assoziation mit der Mineralphase wurde im Feinsediment eines extrem sauren, eisen- und sulfatreichen Abflusses eines Tagebausees der Lausitzer Bergbaufolgelandschaft untersucht. Das eisenockerreiche Sediment bestand aus Ausfällungen von Eisenoxihydroxiden und Eisenoxihydroxisulfaten. Das Sediment wurde entlang einer Fließstrecke 0, 10, 25 und 525 m entfernt vom Tagebausee entnommen. Mit Lösungen verschiedener Dichte wurde das Feinsediment in die Dichtefraktionen $<1,6 \text{ g cm}^{-3}$, $1,6 - 2,0 \text{ g cm}^{-3}$, $2,0 - 2,4 \text{ g cm}^{-3}$ und $>2,4 \text{ g cm}^{-3}$ aufgeteilt, deren Massenanteile an organischem Kohlenstoff [%] und Stickstoff [%] bestimmt und aus diesen das C/N-Verhältnis berechnet. Das Feinsediment enthielt zwischen 2 % und 7,2 % organische Substanz mit einem C/N-Verhältnis zwischen 27 und 37. Die partikuläre organische Substanz (Anteil am Feinsediment: 0,2 % – 2,9 %) bestand hauptsächlich aus feinen Kohlepartikeln und

Pflanzenbruchstücken und wurde in den beiden leichteren Dichtefractionen gefunden. Die gesamte organische Substanz des Feinsedimentes lag zu einem kleineren Teil partikulär (7 % – 38 %) vor und war zu einem größeren Teil mit der Mineralphase, den Eisenockermineralen (55 % – 87 %) und den Tonmineralen (6 – 7 %), assoziiert. Die an die Eisenockerminerale adsorbierte organische Substanz stellte den größten Kohlenstoffpool im untersuchten Sediment dar. Sie ist mikrobiell nicht verfügbar, z.B. für Eisen- und Sulfatreduktion. Mit zunehmender Entfernung vom Tagebausee nahm im Feinsediment des Fließgewässers die gesamte organische Substanz ab und ihr partikulärer Anteil verminderte sich zugunsten des an die Eisenminerale adsorbierten Anteils. Die beobachtete Abnahme der partikulären organischen Substanz, insbesondere der Kohlepartikel, deutet auf deren Eintrag aus dem See und ihre schnelle Deposition auf der Fließstrecke hin.

Einleitung

Die an geogen saure Tagebauseen angeschlossenen Fließgewässer der Bergbaufolgelandschaft der Niederlausitz weisen niedrige pH-Werte (2,5 – 4,7) und hohe Konzentrationen an gelöstem Eisen (2 – 126 mg l⁻¹) und Sulfat (80 – 1400 mg l⁻¹) auf (Mutz et al., 2002). Die geogene Versauerung ist Folge der Oxidation der Schwefeleisendisulfide Pyrit und Markasit, die durch den Braunkohlenbergbau in dieser Region verursacht wird (Geller et al., 2000). Die oberen Sedimentschichten solcher eisen- und sulfatreichen Gewässer bestehen aus Eisenoxihydroxisulfaten und Eisenoxihydroxiden (Peine et al., 2000).

Eine Verminderung der hohen Azidität dieser Gewässer kann mittels gleichzeitiger mikrobieller Reduktion von Eisen(III) und Sulfat erfolgen und ist an verfügbare organische Substanz als Elektronendonator gebunden (Peine und Peiffer, 1996; Blodau et al., 1998). Für Sanierungsmaßnahmen ist es deshalb von Interesse, in welcher Menge und in welcher Form organische Substanz in den Gewässersedimenten vorliegt.

Die Primärproduktion ist in den Tagebauseen gering (Beulker et al., 2002). Deshalb kommt der allochthonen organischen Substanz eine besondere Bedeutung zu. Sie gelangt aufgrund der engen Verzahnung kleiner Fließgewässer mit ihrer Umgebung vor allem über diese in das Gewässersystem der Bergbaufolgelandschaft und kann dort deponiert oder transportiert werden. Die organische Substanz liegt in Sedimenten sowohl partikulär, als auch mit der Mineralphase assoziiert vor (Turchenek und Oades, 1979; Christensen, 1996). Eine häufige Assoziationsform ist die Adsorption organischer Moleküle an Sorbentien (z.B. Tonminerale, Oxide). Während organische Substanz in partikulärer Form potentiell von Mikroorganismen genutzt werden kann, ist sie in adsorbierter Form nicht ohne vorhergehende Desorption nutzbar (Christensen, 1996). Die Aufteilung des Sedimentes in Fraktionen verschiedener Dichte ist geeignet, die feine partikuläre organische Substanz aus dem Sediment zu isolieren und den Anteil der organischen Substanz, der mit der Mineralphase assoziiert vorliegt, zu identifizieren (Turchenek und Oades, 1979; Shaymukhametov et al., 1985; Christensen, 1992; Christensen, 1996) und ist auch auf eisenockerreiche Sedimente anwendbar (Laskov et al., 2002). In letzteren stehen Eisenoxihydroxisulfate und Eisenoxihydroxide als Sorbentien zur Verfügung. In Sedimenten von Tagebauseen wurden bis zu 70 % des organischen Kohlenstoffs als mit der Mineralphase assoziierter Kohlenstoff nachgewiesen (Laskov et al., 2002).

Für einen extrem sauren in der Bergbaufolgelandschaft typischen Seeabfluss sollten folgende Fragen beantwortet werden: Wie viel gesamte organische Substanz ist im eisenockerreichen Feinsediment enthalten? Wie viel feine partikuläre organische Substanz ist im

eisenockerreichen Feinsediment enthalten? Welchen Anteil haben die partikuläre und die mit Mineralen assoziierte organische Substanz an der gesamten organischen Substanz der Feinsedimente? Wie ändern sich der Gehalt der gesamten organischen Substanz und der feinen partikulären organischen Substanz des Feinsedimentes und die Anteile der partikulären und der mit den Mineralen assoziierten organischen Substanz an der gesamten organischen Substanz der Feinsedimente mit zunehmender Entfernung vom Tageausee?

Untersuchungsgebiet und Methoden

Untersuchungsgebiet. Das Sediment wurde aus einem Abschnitt des Floßgrabens entnommen. Der Floßgraben ist Teil des Vorflutsystems Schwarze Elster. Er durchfließt eine Seenkette wassergefüllter ehemaliger Tagebaue der Region Plessa, Bergbaufolgelandschaft Niederlausitz. Der beprobte Abschnitt ist Ablauf des Tageausees 108/109 und durch diesen in seiner Wasserqualität mit geringem pH (2,8), mittlerer Azidität ($K_{B4,3}$: 2,38 mmol l⁻¹) und hohen Konzentrationen an Eisen ($Fe_{ges, gel}$: 30 mg l⁻¹) und Sulfat (SO_4^{2-} : 756 mg l⁻¹) geprägt (Mittelwerte Januar bis Mai 2002; n=5). Eisenoxihydroxisulfate und Eisenoxihydroxide bilden die obere Sedimentschicht. Bei pH Werten zwischen 2,8 und 4,5 wird überwiegend das amorphe Mineral Schwertmannit ausgefällt (Bigham, 1996), das mit zunehmender Sedimenttiefe in Tagebauesen in Goethit umgeformt wird (Peine et al., 2000).

Probenahme. Entlang einer Transekte wurden im Juli 2002 Proben in 0, 10, 25 und 525 m Entfernung vom Tageausee 108/109 aus der obersten eisenockerreichen Sedimentschicht des Floßgrabens entnommen. Sie werden im Folgenden bezeichnet als Sediment A (für 0 m), B (für 10 m), C (für 25 m) und D (für 525 m). Die Proben wurden als dreifach Mischproben mit einem Sedimentgreifer (nach Van Veen, Grundfläche 250 cm², HYDROBIOS) gewonnen, von ihren groben Bestandteilen (>2 mm) befreit und luftgetrocknet (40°C).

Dichtefraktionierung und Analytik. Die Fraktionierung der Proben nach ihrer Dichte erfolgte mit Natriumpolywolframat (Plewinsky & Kamps, 1984). Von diesem wurden Lösungen mit 1,6 g cm⁻³, 2,0 g cm⁻³ und 2,4 g cm⁻³ Dichte hergestellt.

Zur Bestimmung der Massenanteile der einzelnen Fraktionen wurden 0,5 g Feinsediment zu 10 ml der ersten Dichtelösung (1,6 g cm⁻³) gegeben, mittels Ultraschall dispergiert (Output 50 W; LabsonicU, Satorius) und durch Zentrifugation (3857 g; Universal 32R, Hettich) getrennt. Die Dispersionsenergie und die Zentrifugationsdauer wurden entsprechend Christensen (1992) optimiert. Die aufgeschwemmte leichtere Fraktion (<1,6 g cm⁻³) wurde über Glasfaserfilter (MN 85/90 BF) abfiltriert und mit destilliertem Wasser die anhaftende Dichtelösung abgespült. Es wurde nachgespült bis im Filtrat das Natriumpolywolframat nicht mehr durch erhöhte Leitfähigkeit nachgewiesen werden konnte. Die Fraktion wurde getrocknet (40°C) und gewogen. Mit dem nach dem ersten Trennungsgang verbliebenem Sediment wurden diese Schritte nacheinander in den Dichtelösungen 2,0 g cm⁻³ (zweiter Trennungsgang) und 2,4 g cm⁻³ (dritter Trennungsgang) wiederholt und so die Fraktionen 1,6 – 2,0 g cm⁻³, 2,0 – 2,4 g cm⁻³ und >2,4 g cm⁻³ gewonnen. Letztere wurde als abgesetzte Fraktion durch mehrmaliges Zentrifugieren mit destilliertem Wasser von der Dichtelösung gereinigt.

Mit einer Einwaage von 5 g Feinsediment zu 50 ml Dichtelösung konnte eine größere Ausbeute der einzelnen Fraktionen zur Bestimmung ihrer Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte gewonnen werden. Für diesen Ansatz wurde das Sediment zweimalig jedem Trennungsgang unterzogen, um auch bei dem größeren Verhältnis des Sedimentes zur Dichtelösung eine

vollständige Trennung der Fraktionen zu erreichen (Christensen, 1992). Die Gehalte an Kohlenstoff und Stickstoff der Fraktionen wurden mittels Elementaranalyse (Elementar, Vario el) bestimmt. Es wurde vorausgesetzt, dass der gemessene Gehalt des gesamten Kohlenstoffs ausschließlich organischen Kohlenstoff repräsentiert, da der geringe pH-Wert keine Karbonate im Sediment erwarten lässt. Er wurde entsprechend Laskov et al. (2002) dem Gehalt an organischen Kohlenstoff gleichgesetzt. Das C/N-Verhältnis wurde aus dem Massenanteil des Kohlenstoffs [%] und des Stickstoffs [%] am Sediment bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

Gehalt organischer Substanz im eisenockerreichen Feinsediment

Der Anteil des organischen Kohlenstoffs an der Trockenmasse des Feinsedimentes des Fließgewässers lag zwischen 1 % und 3,6 % (Abb. 1). Bei einem mittleren Kohlenstoffgehalt von 50 % der organischen Substanz (Hedges & Oades, 1997) betrug der Gehalt organischer Substanz also zwischen 2 % und 7,2 % der Trockenmasse.

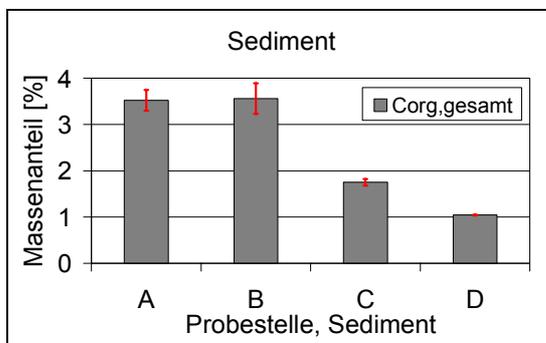


Abbildung 1: Der Massenanteil des organischen Kohlenstoff (Corg.gesamt) an der Trockenmasse des Floßgraben-Feinsedimentes in Abhängigkeit von der Entfernung zum Tagebausee (A = 0 m, B = 10 m, C = 25 m, D = 525 m).

Die Fehlerbalken geben die Werte der Doppelbestimmung an.

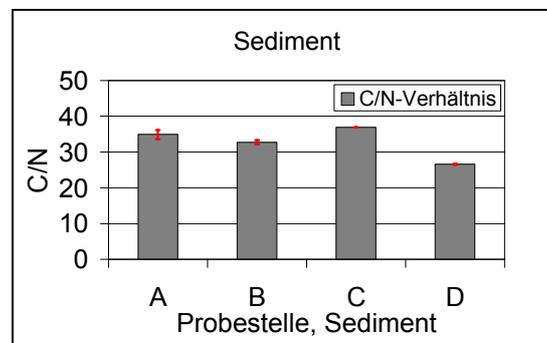


Abbildung 2: Das C/N-Verhältnis der organischen Substanz des Floßgraben-Feinsedimentes in Abhängigkeit von der Entfernung zum Tagebausee (A = 0 m, B = 10 m, C = 25 m, D = 525 m).

Die Fehlerbalken geben die Werte der Doppelbestimmung an.

Die mittleren Gehalte organischer Substanz in Böden und marinen Sedimenten liegen in einem relativ engen Bereich zwischen 0,1 % – 5 %, können aber lokal erhöht sein (Hedges & Oades, 1997). Die Kohlenstoffgehalte des Feinsediments des Floßgrabens waren etwas geringer (Abb. 1) als die in früheren Untersuchungen gefundenen Kohlenstoffgehalte der oberflächennahen Sedimente von sauren, sulfat- und eisenreichen Tagebauseen (Tab. 1). Deren Kohlenstoffgehalte lagen zwischen 4 % und 7 % (Ausee, 76, 77, Peine & Peiffer, 1996, Blodau et al., 2000, Laskov et al., 2002) und stiegen nur während und unmittelbar nach erhöhter Algenproduktion auf Werte zwischen 13 % und 29 % an (Murnersee, 116-1&3, 116-2; Peine & Peiffer, 1996, Blodau et al., 2000). Mit Ausnahme der Seen mit letztgenanntem Phänomen nahmen in diesen untersuchten Seen die Kohlenstoffgehalte mit der Sedimenttiefe zu.

Das C/N-Verhältnis des Floßgraben-Feinsedimentes war größer (Abb. 2) als das der oberflächennahen Sedimente der Tagebauseen (Tab. 1). Deren C/N-Verhältnis stieg mit zunehmender Sedimenttiefe und entsprechend zunehmendem Kohlenstoffgehalt an (Tab 1). Das C/N-Verhältnis wird bestimmt durch Herkunft und Degradation der organischen Substanz. Es eignet sich jedoch nur bedingt, um Aussagen über die Herkunft eines Gemisches organischer Substanz zu treffen. So ist das C/N-Verhältnis terrestrischer organischer Substanz höher ($C/N_{\text{Laubblätter}}$ 20 – 50, $C/N_{\text{Gräser, Kräuter}}$ 25 – 80) als das der autochthon aquatisch organischen Substanz ($C/N_{\text{Phytoplankton}}$ 5 – 12) (Hedges & Oades, 1997; Scheffer & Schachtschabel, 1992). Während des Abbaus organischer Substanz ebenso wie während der Inkohlung werden bevorzugt N-haltige Verbindungen abgebaut, wodurch sich deren C/N-Verhältnis erhöht. Im oberen Sedimentbereich des Tagebausee 77, Lausitz, spiegelt das C/N-Verhältnis 20 eine Mischung aus fossiler (50 % – 60 %), rezenter terrestrischer (20 % – 30 %) und aquatischer (15 % – 25 %) organischer Substanz wider (Laskov et al., 2002). Während das C/N-Verhältnis 47 in 20 – 25 cm Sedimenttiefe eine Mischung aus fossiler (80 % – 100 %) und rezenter terrestrischer (0 % – 20 %) organischer Substanz repräsentiert. Das C/N-Verhältnis im Feinsediment des Floßgrabens dokumentiert somit eine Mischung dieser drei Komponenten in unterschiedlichen Anteilen. Das C/N-Verhältnis des Feinsedimentes der Dichtefraktion $>2,4 \text{ g cm}^{-3}$ war im Floßgraben mit 32 deutlich größer als im von Laskov et al. (2002) untersuchten Lausitzer Tagebausee 77 mit 21. Das deutet auf einen geringeren Anteil aquatischer organischer Substanz dieser Dichtefraktion im Floßgraben hin.

Tabelle 1: Der Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) und das C/N-Verhältnis (C/N) von Sedimenten aus sauren, sulfat- und eisenreichen Tagebauseen der Oberpfalz (Ausee, Murneersee) und der Lausitz (116-1&3, 116-2, 76, 77). Aus der Literatur wurden Daten zum oberflächennahen Sediment (Oberflächensediment) und der tiefsten beprobten Sedimentschicht (in * 13 cm, ** 19 cm, *** 11 cm, **** 20-25 cm Tiefe) entnommen.

Tagebausee	C_{org} [%]		C/N		Literatur
	Oberflächen-sediment	Tiefen-sediment	Oberflächen-sediment	Tiefen-sediment	
Murneersee	23	*2	8	*22	Peine & Peiffer, 1996
Ausee	4	*12	13	*78	Peine & Peiffer, 1996
116-1&3	13	**6	12	**37	Blodau et al., 2000
116-2	29	*17	(-)	(-)	Blodau et al., 2000
76	7	***8	20	***57	Blodau et al., 2000
77	5	****12	20	****47	Laskov et al., 2002
77	6	**11	24	**55	Blodau et al., 2000

Die Beschreibung der Dichtefractionen

Die Dichtefractionen des Feinsediments unterschieden sich deutlich voneinander (Tab. 2). Die beiden **leichtesten Fraktionen** ($<1,6 \text{ g cm}^{-3}$, $1,6 - 2,0 \text{ g cm}^{-3}$) enthielten feine partikuläre organische Substanz. Ihr Gehalt an organischem Kohlenstoff war entsprechend hoch. In der leichteren Fraktion dominierten nach optischem Eindruck rezente organische Partikel (abgestorbene Pflanzenbestandteile, Samenkapseln). In der dichteren Fraktion akkumulierten sich überwiegend sehr feine fossile organische Partikel (Kohlepartikel). Die Fraktion verlor mit den Kohlepartikeln in Sediment C und D auch ihre schwarzbraune Färbung. Das C/N-Verhältnis war in den leichten Fraktionen deutlich höher als in den beiden anderen und wies eine große Spannweite auf.

Die **Fraktion 2,0 – 2,4 g cm⁻³** beinhaltet sichtbar anderes Material. Der Gehalt an organischem Kohlenstoff war in dieser Fraktion gering. Das C/N-Verhältnis war hier am geringsten und deutet einen höheren Anteil organischer Substanz aquatischen Ursprungs an. Die Fraktion war oliv gefärbt mit Ausnahme des Sedimentes D.

Die **dichteste Fraktion (>2,4 g cm⁻³)** bestand mit ihrer typisch orangerotbraunen Färbung aus Eisenockermineralen, die bei dem herrschendem pH-Wert durch Schwertmannit dominiert gewesen sein müssen. Sie enthielt mit den Mineralen assoziierte organische Substanz wie ihr Anteil an organischem Kohlenstoff zeigt. In Sediment C und D waren in dieser Fraktion zusätzlich geringe Anteile an Quarzmineralen und rostroten Eisenockerkonkretionen sichtbar.

Tabelle 2: Makroskopische Beschreibung der Dichtefractionen, ihr Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) und das C/N-Verhältnis ihrer organischen Substanz (n=4).

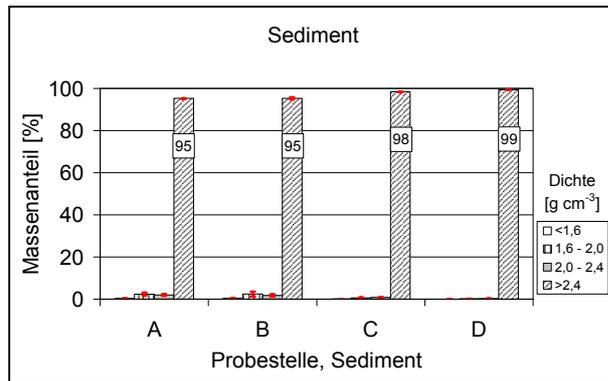
Dichtefraktion [g cm ⁻³]	Beschreibung (Farbe, erkennbare Bestandteile)	C _{org} [%]	(min-max)	C/N	(min-max)
<1,6	Braun Pflanzenbruchstücke (dominierend), größere Kohlepartikel (gering)	46,4	(43,0-49,5)	40	(32-48)
1,6 – 2,0	Schwarzbraun bis hellbraun feinere Kohlepartikel (dominierend) Pflanzenbruchstücke (gering)	40,6	(32,7-50,1)	37	(21-51)
2,0 – 2,4	Oliv bis hellbraun	14,0	(11,3-20,2)	22	(20-24)
>2,4	Orangerotbraun, Eisenocker	1,6	(0,9-2,3)	32	(28-38)

Der Anteil feiner partikulärer organischer Substanz am Feinsediment

Das Feinsediment war sehr ungleichmäßig auf die Dichtefractionen verteilt (Abb. 3a, b). Die schwerste Fraktion (>2,4 g cm⁻³) beinhaltet zwischen 95 % und 99 % des Sedimentes (Abb. 3a). Die übrigen 5 % bis 1 % Sedimentmasse teilten sich auf die drei leichteren Fraktionen auf (Abb. 3b).

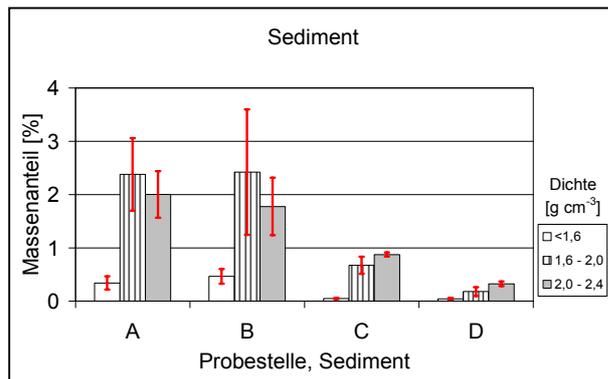
Die beiden leichten Fraktionen stellen den aus dem Feinsediment isolierten Anteil feiner partikulärer organischer Substanz dar. Ihr Massenanteil am Sediment reichte von 0,2 % in Sediment D bis 2,9 % in Sediment B (Abb. 3b), wobei der Anteil der Dichtefraktion 1,6 – 2,0 g cm⁻³ deutlich größer war, als der der Fraktion <1,6 g cm⁻³ (Abb. 3b). Unter Berücksichtigung der makroskopischen Beschreibung der Dichtefractionen (Tab. 2) wird deshalb deutlich, dass im Gesamtsediment der Anteil der feinen Kohlepartikel den Anteil der feinen rezenten organischen Partikel überwog. Das Verhältnis Kohlepartikel zu rezenten organischen Partikeln ist nur durch die Bestimmung des Anteils rezenten und fossilen Kohlenstoffs mittels einer ¹⁴C-Analyse genau zu quantifizieren.

In oberflächennahen Sedimenten des Tageausees 77, Lausitz, zeigten Untersuchungen von Laskov et al. (2002) eine vergleichbare Verteilung des Sedimentes auf die Dichtefractionen. Die beiden in der Untersuchung von Laskov et al. (2002) zusammengefassten leichten Fraktionen bildeten einen Masseanteil am Sediment von 5 %.

**Abbildung 3a:**

Feinsediment Floßgraben: Die Verteilung des Sedimentes auf die Dichtefraktionen in Abhängigkeit von der Entfernung zum Tagebau-see (A = 0 m, B = 10 m, C = 25 m, D = 525 m).

Die Fehlerbalken geben die Werte der Doppelbestimmung an.

**Abbildung 3b:**

Feinsediment Floßgraben: Die Verteilung des Sedimentes auf die drei leichteren Dichtefraktionen in Abhängigkeit von der Entfernung zum Tagebau-see (A = 0 m, B = 10 m, C = 25 m, D = 525 m).

Die Fehlerbalken geben die Werte der Doppelbestimmung an.

Der Anteil feiner partikulärer und mit Mineralen assoziierter organischer Substanz am Gesamtgehalt organischer Substanz

Das Verhältnis der partikulären zu der mit den Mineralen assoziierten organischen Substanz kann aus der Verteilung des organischen Kohlenstoffs auf die Dichtefraktionen abgeleitet werden (Abb. 4). Dazu ist das Konzept der leichten und schweren Fraktionen (Christensen, 1992) heranzuziehen und zu beachten, dass die Anteile des organischen Kohlenstoffs am Gesamtkohlenstoff den Anteilen der organischen Substanz an der gesamten organischen Substanz entsprechen unter der Annahme eines mittleren Kohlenstoffgehaltes von 50 % der organischen Substanz (Hedges & Oades, 1997).

Das Konzept der leichten und schweren Fraktionen wurde für die Charakterisierung organischer Bodensubstanz eingesetzt (Christensen, 1992). Diese kann mit Hilfe der Dichtefraktionierung in 3 Fraktionen aufgeteilt werden, die nach Shaymukhametov et al. (1985) erfolgreich ist, wenn (1) die leichte Fraktion ($<2,0 \text{ g cm}^{-3}$) wenig zersetzte makroorganische Substanz pflanzlichen und tierischen Ursprungs, (2) die mittlere Fraktion ($2,0\text{-}2,4 \text{ g cm}^{-3}$) echte organo-tonmineralische Komplexe und (3) die schwere Fraktion ($>2,4 \text{ g cm}^{-3}$) organische Substanz als Umhüllung von Mineralkörnern – in Frage kommen hier vor allem Quarzpartikel ($2,65 \text{ g cm}^{-3}$) – enthält. Dieses Konzept muss für das untersuchte Sediment abgeändert werden. In der schwersten Fraktion wurden hier ebenfalls Sorbentien, die die oberste Sedimentschicht bildenden Eisenoxihydroxisulfate und Eisenoxihydroxide, abgetrennt. Die Oberfläche des bei pH 2,8 in sauren eisen- und sulfatreichen Gewässern dominierenden Eisenockerminerals, Schwertmannit, hat in natürlichen Proben eine Oberfläche von $125 - 225 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$ und des in Spuren vorkommenden Eisenockerminerals, Goethit, hat eine Oberfläche von $8 - 200 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$ (Cornell & Schwertmann, 1996). Unterhalb des isoelektrischen Punktes (Das ist der pH, bei dem positive und negative Ladungen der Mineraloberfläche ausgeglichen sind. Er war im Floßgraben unterschritten.) kann organische

Substanz mit Hilfe ihrer funktionellen Gruppen an Eisenminerale adsorbiert werden (Cornell & Schwertmann, 1996). Für die mittlere Fraktion ($2,0 - 2,4 \text{ g cm}^{-3}$) des untersuchten Sedimentes wurde ein geringer Massenanteil am Sediment festgestellt, die aber im Mittel 14 % organischen Kohlenstoff enthielt. Sie ist die Fraktion, die nach Christensen (1992) und Shaymukhametov et al. (1985) als Sorbentien Tonminerale und damit adsorbierte organische Substanz enthält.

Der größere Anteil des organischen Kohlenstoffs lag also adsorbiert (55 % – 87 %) in der Dichtefraktion $>2,4 \text{ g cm}^{-3}$ vor (Abb. 4). Hinzu kommt der Anteil (6 - 7 %) der adsorbiert in der Fraktion $2,0 - 2,4 \text{ g cm}^{-3}$ gefunden wurde. Der kleinere Anteil (7 % – 38 %) entfiel auf die partikuläre organische Substanz in den Fraktionen $<1,6 \text{ g cm}^{-3}$ und $1,6 - 2,0 \text{ g cm}^{-3}$ (Abb. 4).

Aufgrund ihres großen Anteils am Sediment und ihrer Fähigkeit, gelöste organische Substanz zu adsorbieren und damit auch vor Abbau zu schützen, binden die Eisenoxydminerale der oberen Schicht des Feinsedimentes im Floßgraben den größten Kohlenstoffpool.

Ein Vergleich mit der Dichtefraktionierung des oberflächennahen Sedimentes im Tagebausee 77, Lausitz, in die Fraktionen $< 2,0 \text{ g cm}^{-3}$, $2,0 - 2,4 \text{ g cm}^{-3}$ und $>2,4 \text{ g cm}^{-3}$ (Laskov et al., 2002) bestätigt, dass die Verteilung des organischen Kohlenstoffs in oberflächennahen Seesedimenten und Fließgewässersedimenten ähnlich ist. Der größte Anteil der organischen Substanz (70%) war auch dort mit den Eisenoxydmineralen assoziiert und nur ein kleinerer Anteil (25%) lag partikulär vor.

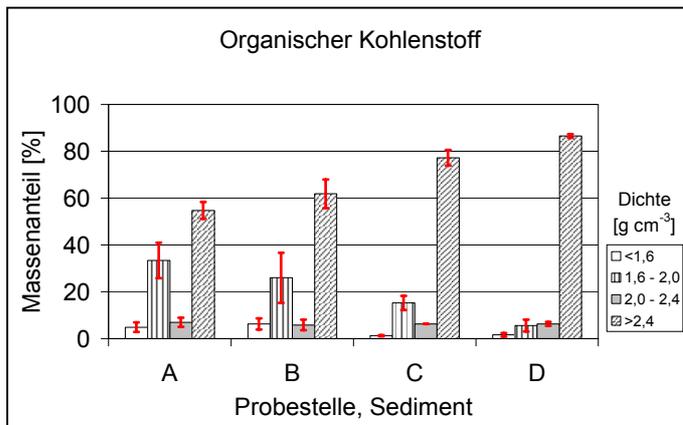


Abbildung 4:

Feinsediment Floßgraben: Die Verteilung des organischen Kohlenstoffs auf die Dichtefraktionen in Abhängigkeit von der Entfernung zum Tagebausee (A = 0 m, B = 10 m, C = 25 m, D = 525 m). Die Fehlerbalken geben die Werte der Doppelbestimmung an.

Die organische Substanz im Fließgewässersediment mit zunehmender Entfernung vom Tagebausee

Der Anteil des organischen Kohlenstoffs am Feinsediment nahm von 3,5 % (Sediment A) auf 1,0 % (Sediment D) mit zunehmender Entfernung vom Tagebausee ab (Abb. 1). Ursache dafür war hauptsächlich die Abnahme der partikulären organischen Substanz von 2,7 % auf 0,2 % (Abb. 3b). Die beiden leichten Fraktionen nahmen von ihren unterschiedlichen Ausgangsniveaus um ca. 90 % ab. Insbesondere die Partikel der Dichtefraktion $1,6 - 2,0 \text{ g cm}^{-3}$, also überwiegend Kohlepartikel, verminderten sich mit zunehmender Entfernung vom Tagebausee drastisch. Das relativ niedrige C/N-Verhältnis (27) im Sediment D (Abb. 2) und der Farbwechsel dieser Fraktion von schwarzbraun (Sediment A) zu hellbraun (Sediment D) bestätigen diese gemessene Abnahme. Parallel zur Abnahme der partikulären organischen Substanz nahm der Anteil des mit der Mineralphase assoziierten organischen

Kohlenstoffs am Gesamtgehalt des Kohlenstoffs des Feinsedimentes mit zunehmender Entfernung vom Tagebausee von 55 % (Sediment A) auf 87 % (Sediment D) zu (Abb. 4). Somit steigt die Bedeutung des mit der Mineralphase assoziierten Kohlenstoffs für den Kohlenstoffpool mit zunehmender Entfernung vom Tagebausee, weil der Anteil partikulären organischen Kohlenstoffs abnimmt.

Schlussfolgerungen und Ausblick

Der Gehalt organischer Substanz in eisenockerreichen Sedimenten und ihre partikulären und mit der Mineralphase assoziierten Anteile können hinreichend mittels Dichtefraktionierung und nachfolgender CNS-Elementaranalyse bestimmt werden. Der größere Anteil der organischen Substanz im Feinsediment liegt nicht partikulär, sondern mit der Mineralphase assoziiert vor. Ursache ist ein mehr als 95 %iger Anteil an Eisenockermineralen, die mit der schwersten Fraktion abgetrennt wurden und mit ihrer sorptionsfähigen Oberfläche organischen Kohlenstoff adsorbieren können. Damit ist dieser organische Kohlenstoff bis zu seiner Desorption vor Abbau geschützt und mikrobiell nicht verfügbar. Somit kann er z.B. nicht als Elektronendonator bei der Eisen- und Sulfatreduktion wirken. Um Aussagen darüber treffen zu können, unter welchen Bedingungen Desorption stattfinden kann, wären Untersuchungen zu Desorptionsprozessen nötig. Ein Ziel der Sanierungsmaßnahmen von Seen der Bergbaufolgelandschaft ist die Verminderung der Azidität. Dadurch ausgelöst, könnten Desorptionsprozesse eintreten, z.B.: Desorption durch pH Erhöhung, Desorption durch bevorzugten Eintausch anderer Adsorbate, Umwandlung des dominierenden Minerals und damit einhergehender Verringerung der sorptionsfähigen Oberfläche.

Die Abnahme des Anteils der beiden leichten Dichtefractionen, also des partikulären organischen Anteils, am Sediment, insbesondere die überwiegende Abnahme der Kohlepartikel, mit zunehmender Entfernung vom Tagebausee deutet auf den Tagebausee als Quelle besonders der fossilen organischen Partikel, die vermutlich über atmosphärischen Eintrag in den See gelangen, und deren schnelle Deposition auf der Fließstrecke hin.

Eine weitergehende Auftrennung der partikulären organischen Substanz in fossile und rezente Anteile ist nötig und erfolgt mit anderen analytischen Methoden (¹⁴C-Datierung) und ist ein Schwerpunkt weiterer Untersuchungen dieses eisenockerreichen Sedimentes.

Danksagung

Für die Elementaranalyse der Proben sei Herrn Dr. Wiehe (BTU Cottbus, ZAL) und Frau Klingenberg (BTU Cottbus, Lehrstuhl Kraftwerkstechnik) gedankt. Für die Unterstützung bei Probenahme und Laborarbeiten möchte ich mich bei den Mitarbeitern des Lehrstuhles Gewässerschutz (BTU Cottbus), insbesondere bei Rolf Saack bedanken. Für die Durchsicht des Manuskriptes bedanke ich mich bei Frau Prof. Nixdorf und bei Dr. Mutz.

Literatur

- Beulker, C., H. Krumbeck, B. Nixdorf & J. Jander, 2002. Primärproduktion in sauren Gewässern unter dem Einfluß der Ressourcenlimitierung. BTUC-AR, 3/02: 107-112.
- Bigham, J.M., U. Schwertmann, S.J. Traina, R.L. Winland & M. Wolf, 1996. Schwertmannit and the chemical modeling of iron in acid sulfate waters. Geochim. Cosmochim. Acta, 60: 2111-2121.

- Blodau, C., S. Hoffmann, A. Peine & S. Pfeiffer, 1998. Iron and sulfate reduction in the sediments of acidic mine lake 116 (Brandenburg, Germany): Rates and geochemical evaluation. *Water Air Soil Poll.*, 108: 249-270.
- Blodau, C., A. Peine, S. Hoffmann & S. Pfeiffer, 2000. Organic matter diagenesis in acidic mine lakes. *Acta hydrochim. Hydrobiol.*, 28 (3): 123-135.
- Christensen, B. T., 1992. Physical fractionation of soil organic matter in primary particle size and density separates. *Adv. Soil Sci.*, 20: 1-90.
- Christensen, B. T., 1996. Carbon in Primary and Secondary Organomineral Complexes. *Adv. Soil Sci.*, 3: 97-165.
- Cornell, R. M. & U. Schwertmann, 1996. The iron oxides – structure, properties, reactions, occurrence and uses. VCH, Weinheim: 573 S.
- Geller, W., K. Friese, P. Herzsprung, R. Kringel, M. Schimmele, K. Wendt-Potthoff, S. Wölfl, 2000. Geogene Versauerung von Tagebaurestgewässern. In R. Guderian, G. Gunkel (Hrsg.), *Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie: Bd. 3 A: Aquatische Systeme*. Springer-Verlag, Berlin: 352-380.
- Hedges, J. I. & J. M. Oades, 1997. Comparative organic geochemistries of soils and marine sediments. *Org. Geochem.*, 27 (7/8): 319-361.
- Laskov, C., W. Amelung & S. Peiffer, 2002. Organic Matter Preservation in the Sediment of an Acidic Mining Lake. *Environ. Sci. Technol.*, 36 (20): 4218-4223.
- Mutz, M., J. Schliefl, D. Leßmann & R. Ender, 2002. Eigenentwicklung von Fließgewässern in den ehemaligen Braunkohletagebauebenen der Niederlausitz. *BTUC-AR*, 3/02: 55-64.
- Peine, A. & S. Pfeiffer, 1996. Neutralization processes in acid mine lake sediments. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Adv. Limnol.*, 48: 261-267.
- Peine, A., A. Tritschler, K. Küsel & S. Peiffer, 2000. Electron flow in an iron-rich acidic sediment – evidence for an acidity-driven iron-cycle. *Limnol.Oceanogr.*, 45 (5): 1077-1087.
- Plewinsky, B. & R. Kamps, 1984. Sodium metatungstate, a new medium for binary and ternary density gradient centrifugation. *Macromolecular Chem. Physics*, 185 (7): 1429-1439.
- Shaymukhametov, M. Sh., N. A. Titova, L. S. Travnokova & Ye. M. Labenets, 1985. Use of physical fractionation methods to characterize soil organic matter. *Soviet Soil Sci.*, 16: 117-128.
- Scheffer, F., P. Schachtschabel, 1992. *Lehrbuch der Bodenkunde*. Enke, Stuttgart: 491 S.
- Turchenek, L. W. & J. M. Oades, 1979. Fractionation of organo-mineral complexes by sedimentation and density techniques. *Geoderma*, 21: 311-343.

Methodenvergleich zur Sulfidbestimmung in Gewässern sowie Untersuchungen zur Haltbarkeit konservierter Proben und Matrixeinflüssen

Gudrun Lippert¹, Ilko Herold¹, Hans-Jürgen Heckemann² & Barbara Stadler³

¹ Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Forschungsstelle Bad Saarow, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow, e-mail: g.lippert@limno-tu-cottbus.de

² MLE Dresden GmbH, Bernhard-Voß-Str. 25-27, 01445 Radebeul

³ HLS Hightech Laboratory Systems – Gesellschaft für Analysetechnik, Uelzener Str. 34a, 29410 Salzwedel

Key words: Sulfid, Methylenblaumethode, Fließinjektionsanalyse, Konservierung, Lagerung, Störung durch Schwermetalle

Abstract

Some deep lakes in the Scharmützelsee area build up an anaerobic hypolimnion where sulfate is transformed into sulfide through bacterial reduction. The determination of sulfide is of great importance for the assessment of the chemical and ecological situation in the lakes especially during the summer stagnation period. It was shown that for the investigation of large sample numbers the FIA gas diffusion sulfide method is preferable to the commonly used methylene blue method by Rohde & Nehring (1979) because contrary to the latter it can be applied to samples with high sulfide concentration without prediluting them. The methylene blue method by Rohde & Nehring (1979) is applicable at sulfide concentrations up to 3,2 mg l⁻¹ and the FIA method between 0,001 and 5,0 mg l⁻¹ and, by changing the filter, up to 20,0 mg l⁻¹. The stability of samples with different preserving methods as proposed in the FIA method instructions is sufficient. If samples with sulfide concentrations up to 5 mg l⁻¹ are stored at low temperature in the dark the recovery after 2 days of storage is 95 % of the initial value. In samples with higher sulfide concentrations the investigation has to be started immediately because of rapid loss of sulfide after sampling. The FIA sulfide method with gas diffusion is resistant against influences of a heavy metal matrix (Fe and Mn). Even with five to ten times of the average Fe and Mn concentration in Lusatian mining lakes we found a concentration loss of only 20 to 30 %.

Kurzfassung

Die tiefen, geschichteten meso- bis eutrophen Seen des Scharmützelseegebietes bilden alljährlich während der Sommerstagnation ein anaerobes Hypolimnion mit Schwefelwasserstoff aus. Daher hat die Sulfidbestimmung eine große Bedeutung für die Zustandseinschätzung des jeweiligen Sees. In einem Methodenvergleich wurde gezeigt, dass für limnologische Felduntersuchungen mit hoher Probenanzahl die FIA-Methode „Sulfid GD“ wegen des weiten Messbereichs von 0,01 bis 20,0 mg l⁻¹ im Vergleich zur Methode nach Rohde & Nehring (1979) mit einem Messbereich bis 3,2 mg l⁻¹ vorzuziehen ist. Die Haltbarkeit der Proben bei verschiedenen Varianten der Probenkonservierung, die die FIA-Methode „Sulfid GD“ vorschlägt, ist so gut, dass bis zu einer Sulfidkonzentration von 5 mg l⁻¹ die Proben bei dunkler, kühler Lagerung noch mindestens 2 Tage nach der Probenahme stabil sind und noch mindestens 95 % ihrer Ausgangskonzentration haben. Bei Proben mit einer

Sulfidkonzentration $> 5 \text{ mg l}^{-1}$ ist die Sofortmessung anzuraten, da es sehr schnell zu einem Sulfidverlust nach der Probenahme kommt. Die FIA-Methode „Sulfid GD“ ist gegenüber Matrixeinflüssen von Schwermetallen (Fe und Mn) robust. Erst ab Konzentrationen, die 5 bis 10mal so hoch sind wie in den Lausitzer Tagebauseen gefundene Werte, wird eine Unterbestimmung von 20 bis 30 % festgestellt.

Einleitung

Seit den Untersuchungen märkischer Seen Mitte der dreißiger Jahre (Wunsch 1940) bzw. Ende der vierziger Jahre (Müller 1952), ist bekannt, dass die geschichteten Seen des Scharmützelseegebietes alljährlich ein anoxisches Hypolimnion mit Schwefelwasserstoff ausbilden. Die Bedeutung dieses Phänomens veranlasste Wunsch (1940) zur Beschreibung eines besonderen Seentyps, des ‚H₂S-Oscillatorien-Sees‘, dem viele Seen dieser Region zugeordnet werden können (u.a. Scharmützelsee (Kleeberg 2003)). Aus Untersuchungen am Lehrstuhl zur benthischen Phosphorfreisetzung in geschichteten Seen (Kleeberg & Lippert 1997), zum Vorkommen von phototropen Schwefelbakterien (Rücker 1997), aus der Diskussion des Schwefelkreislaufs im Scharmützelsee (Kleeberg & Jendritzki 1996) und der Frage ob und wann die Schwefelwasserstoffkonzentrationen infolge der verringerten externen Belastung der Seen (Rücker et al. 2003) wieder zurückgehen werden, leitet sich die besondere Bedeutung der Bestimmung der Sulfid-Ionen-Konzentration ab.

Das Gleichgewicht von Schwefelwasserstoff, Hydrogensulfid und Sulfid-Ionen ist stark von der Temperatur und dem pH-Wert abhängig. Außerdem ist Schwefelwasserstoff leicht flüchtig und leicht oxidierbar, was bei der Probenahme beachtet werden muss. Der Luftkontakt der Probe ist auf ein Minimum zu begrenzen (APHA/AWA/WPCS 1994). Die Deutschen Einheitsverfahren (DEV 1976-2004: DIN 38405-D 26, 1989) empfehlen deshalb bei Filtrationsschritten eine Stickstoffspülung, um einen Luftzutritt zur Probe zu vermeiden.

Das Problem für die bisher am Lehrstuhl verwendete Bestimmungsmethode nach Rohde & Nehring (1979) sind vor allem die hohen Sulfidkonzentrationen in den Untersuchungs-gewässern, die eine umständliche Verdünnung der Proben mit sauerstofffreiem Wasser erforderlich machen. Eine Erhöhung der Reagenzienzugabe brachte nur eine begrenzte Erweiterung des Konzentrationsbereiches. Daher wurde die Sulfidbestimmung mit Gasdiffusion eingeführt. Bei der Gegenüberstellung der beiden Methoden wurde der Probenahme und Konservierung der Proben besondere Beachtung gewährt. Matrixprobleme bei späterer Probenanalyse sind Teil einer Diplomarbeit am Lehrstuhl für Gewässerschutz und werden hier nicht detailliert behandelt (Herold 2004).

Methodenüberblick

DIN-Verfahren: DEV 1976-2004: DIN 38405-D27, Bestimmung von leicht freisetzbarem Sulfid

Das Verfahren zur Bestimmung des leicht freisetzbaren Sulfids in Wasser und Abwasser kann im Konzentrationsbereich von 0,04 bis 1,5 $\text{mg l}^{-1} \text{ S}^{2-}$ angewendet werden. Das leicht freisetzbare Sulfid wird durch Ausblasen im Stickstoffstrom in eine Vorlage von wässriger Zinkacetat-Lösung überführt und als schwerlösliches Zinksulfid ausgefällt. Durch Zugabe von saurer Dimethyl-p-phenylendiamin-Lösung (DMPD) und Eisen(III)-Ionen wird es zu Methylenblau oxidiert und die Extinktion bei 665 nm gemessen. Bei höheren Sulfidkonzentrationen ist das Probevolumen zu verringern.

Amerikanische Norm: APHA/AWWWA/WPCS 4500-S2- SULFIDE

Die Sulfid-Komponenten werden unterschieden in Gesamtsulfid, gelöstes Sulfid und nichtdissoziierter Schwefelwasserstoff. Dafür werden qualitative Tests und quantitative Methoden beschrieben. Als quantitative Methode für Proben über $1 \text{ mg l}^{-1} \text{ S}^{2-}$ sowie für die Standardisierung von fotometrischen Methylenblau-Methoden wird die iodometrische Titration angeführt. In einem Fließbild werden Vorschläge zur Trennung in einzelne Sulfid-Komponenten und deren Analyse dargestellt. Die Methylenblau-Methode wird als automatisierte Fließanalysenmethode mit Gasdialyse beschrieben. Die Probe wird mit einem automatischen Probennehmer, in dem die Proben durch Magnetrührer gemischt werden, gezogen. Über eine gaspermeable Membran erfolgt die Abtrennung des H_2S von der Probenmatrix. Die Bildung des Methylenblaus erfolgt analog zur DIN 27 und die Detektion in einer 50 mm Küvette bei 660 nm. Als alternative Methoden zur Methylenblau-Methode werden die iodometrische Titration sowie ionensensitive Elektroden beschrieben.

Methode nach Rohde & Nehring (1979)

Rohde & Nehring (1979) haben für die Messung der Sulfidionenkonzentration in Brackwassergebieten eine auch für limnische Systeme praktikable Methode beschrieben, nach der bisher am Lehrstuhl Sulfid in Gewässern gearbeitet wurde. Die Probenahme erfolgt in Winklerflaschen mit einem Volumen von ca. 120 ml. Die Flaschen werden bei der Probenahme mit Hilfe des Schlauches vom Wasserschöpfer vom Grund aus bis zum Überlaufen gefüllt, um möglichst sauerstofffrei abzufüllen. Unmittelbar danach erfolgt die Oxidation zu Methylenblau durch Unterschichtung mit Dimethyl-p-phenylendiamin-Lösung (DMPD) und saurer Eisen(III)-Chlorid-Lösung. In Änderung zur Methode von Rohde & Nehring (1979) wurde die Zugabemenge an Reagenzien verdoppelt. Die Extinktion wird bei 670 nm am Fotometer Lambda II von Perkin Elmer gemessen. Diese Proben waren bei kühler und dunkler Lagerung bis zu 24 h stabil. Der gültige Messbereich reicht bis $3,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ S}^{2-}$. Bei höheren Konzentrationen muss die Probe mit sauerstofffreiem Wasser verdünnt werden. In der Praxis ist dieser Verdünnungsschritt jedoch umständlich und stellt eine zusätzliche Fehlerquelle dar.

Analysenmethode mit Gasdiffusion mit Hilfe der Fließanalytik

Die Firma MLE (Dresden) hat für die Sulfidbestimmung mit Gasdiffusion für Matrixabtrennung ein Analysenverfahren für das FIA-LAB II erstellt, das ohne Umrüstung in den Konzentrationsbereichen $0,01$ bis $0,5 \text{ mg l}^{-1}$, $0,02$ bis $1,0 \text{ mg l}^{-1}$, $0,05$ bis $2,0 \text{ mg l}^{-1}$ und $0,1$ bis 5 mg l^{-1} anwendbar ist. Die Bestimmung basiert detektionsseitig auf dem DEV-Verfahren DIN 38405-D26 (Photometrische Bestimmung des gelösten Sulfids), ersetzt aber den aufwendigen Transfer des Schwefelwasserstoffs mittels Stickstoffstrom durch einen einfach durchzuführenden Membrantransfer. Das Sulfid wird in einem Schlauchreaktor mit Hilfe eines Succinatpuffers ($\text{pH}=4$) in Schwefelwasserstoff überführt. Der freigesetzte Schwefelwasserstoff diffundiert in einer Gasdiffusionszelle durch eine gaspermeable Membran und wird in einer alkalischen Akzeptorlösung als Hydrogensulfid gebunden. Damit verbunden ist ein Matrixtransfer, so dass störende Probeninhaltsstoffe weitgehend abgetrennt werden. Die Messbereiche dieses Verfahrens können komfortabel über die Zeitdauer des Transfers an der Gasdiffusionsmembran eingestellt werden. Das in der Akzeptorlösung gelöste Sulfid wird dann mit DMPD versetzt und reagiert in einem weiteren Schlauchreaktor durch Zugabe von Ammoniumeisen-III-sulfat zu Methylenblau, das bei 670 nm detektiert wird. Für die Untersuchung von hypolimnischen Proben wurde eine Aufweitung des Messbereichs bis 20 mg l^{-1} getestet. Diese Messbereichserweiterung wurde erreicht, indem die Extinktion des Methylenblaus neben dem Extinktionsmaximum mit einem 700 nm

Filter gemessen wurde. Diese Abweichung von der Methodenanleitung wurde durch Messung von Standardlösungen nach Verdünnung im Messbereich bis 5 mg l^{-1} überprüft. Für die Probenkonservierung werden 4 Varianten angegeben, die im Zusammenhang mit der Messvorbereitung der Probe stehen. Die Art der Konservierung richtet sich nach der Probenmatrix. Die Auswahl der geeigneten Konservierungsvariante muss der Anwender treffen.

Konservierungsvarianten:

- (a1): GD-N: alkalische Konservierung ($\text{pH} \geq 12$) unter Zusatz von EDTA (Ethylendinitrilotetraessigsäure-dinatriumsalz-dihydrat)
- (a2): GD-EDA: alkalische Konservierung ($\text{pH} \geq 12$) unter Zusatz von EDTA und EDA (Ethylendiamin)
- (b): Konservierung durch Luftausschluss (lufttraumfrei gefüllte Flasche)
- (c): Konservierung als schwerlösliches Zinksulfid im schwach alkalischen Medium

Messvorbereitung:

- (a1) und (a2): Konservierte Probe ist messvorbereitet; bei Messbereichsüberschreitung mit Verdünnungsflüssigkeit (alkalische EDTA-Lösung) verdünnen
- (b1): 10 ml Probenkonservierungsflüssigkeit (GD-N) vorlegen und mit konservierter Probe auf 100 ml auffüllen; $\text{pH} \geq 12$
- (b2): 10 ml Probenkonservierungsflüssigkeit (GD-EDA) vorlegen und mit konservierter Probe auf 100 ml auffüllen; $\text{pH} \geq 12$
- (c1): wie (b1)
- (c2): wie (b2)

Ergebnisse

1. Vergleich der Methoden zur Sulfidbestimmung

Vergleich der Sulfidbestimmung nach DEV 1976-2004: DIN 38405-D27 und nach der FIA-Methode „Sulfid GD“

Da die DEV 1976-2004: DIN 38405-D27 keine am Lehrstuhl etablierte Methode ist und die Durchführung sowohl apparativ als auch präparativ aufwendig ist, haben wir die Zusammenarbeit mit einem Labor gesucht, das im Routinebetrieb diese Untersuchungen durchführt und für uns Proben nach Konservierungsmethode (a1) mit alkalischer EDTA-Lösung und (c2) als Fällung mit Zinkacetat zur Verfügung gestellt hat. Diese wurden dann bei uns am folgenden Tag zur Messung vorbereitet (für Variante c2: Auflösung des ZnS-Niederschlags mit alkalischer Lösung mit EDTA- und EDA-Zusatz) und gemessen. In der Tabelle 1 sind die Messergebnisse nach DEV 1976-2004: DIN 38405-D27 und der FIA-Methode gegenübergestellt.

Tabelle 1: Vergleich der Sulfidbestimmung an Proben von Berliner Klärwerksabläufen nach DEV 1976-2004: DIN 38405-D27 und der FIA-Methode „Sulfid GD“ mit Gasdiffusion.

Proben- bezeichnung	Konservierungs- methode	Sulfid-Ionen-Konzentration in $\mu\text{g l}^{-1}$			
		alkalische EDTA-Lösung (FIA-a1)		Zn(CH ₃ COO) ₂ & NaOH (FIA-c2)	
	Messmethode Wert	FIA-Sulfid-GD	DIN D27	FIA-Sulfid-GD	DIN D27
30317991	1.Messung	19,4	16,6	20,1	25,2
	2.Messung	19,1	-	18,6	-
	3.Messung	20,4	-	18,6	-
	Standardabweichung	0,7	-	0,9	-
	Mittelwert	19,7	16,6	19,1	25,2
30317993	1.Messung	23,6	14,1	10,0	13,8
	2.Messung	19,7	-	9,7	-
	3.Messung	38,4	-	22,0	-
	Standardabweichung	9,9	-	7,0	-
	Mittelwert	27,2	14,1	13,9	13,8
30318046	1.Messung	13,7	-	13,4	-
	2.Messung	14,0	-	15,6	-
	3.Messung	12,8	-	16,4	-
	Standardabweichung	0,6	-	1,6	-
	Mittelwert	13,5	12,2	15,1	14,7
30318124	1.Messung	37,0	-	29,6	-
	2.Messung	36,0	-	36,7	-
	3.Messung	34,8	-	29,9	-
	Standardabweichung	1,1	-	4,0	-
	Mittelwert	35,9	33,0	32,1	30,4

Die Analysenergebnisse sind unter Berücksichtigung der geringen Sulfidkonzentrationen, die aber im Bereich des Schwellenwertes von Schwefelwasserstoff im Wasser liegt und noch sicher zu bestimmen sein muss, und der Messung am Tag nach der Probenahme mit der FIA-Methode als übereinstimmend anzusehen. Das ist ein positiver Hinweis darauf, dass die DEV 1976-2004: DIN 38405-D27 und die FIA-Methode „Sulfid GD“ sowohl mit alkalischer Konservierung als auch bei Konservierung durch Fällung als Zinksulfat vergleichbare Werte für diese spezielle Probenmatrix liefert. Das müsste mit einer größeren Anzahl von Analysen mit unterschiedlicher Probenmatrix und in unterschiedlichen Konzentrationsbereichen untermauert werden.

Vergleich der Sulfidbestimmung mit der FIA-Methode mit Gasdiffusion und der Methode nach Rohde & Nehring (1979)

Der Vergleich der Sulfidkonzentrationen im Vertikalprofil des Tiefen Sees vom 22.10.04 bestimmt mit der FIA-Methode „Sulfid GD“ und der Methode nach Rohde & Nehring (1979) (Abb. 1) zeigt deutlich, dass bei einer Sulfidkonzentration $>3,2 \text{ mg l}^{-1}$ die Messwerte beider Methoden nicht mehr vergleichbar sind und mit der Methode nach Rohde und Nehring (1979) stark unterbestimmt werden. Die Proben im Beispiel von Abb. 1 wurden nicht verdünnt. Es konnte bestätigt werden, dass die Methode nach Rohde & Nehring (1979) bei einer Sulfidkonzentration $>3,2 \text{ mg l}^{-1}$ nur dann zu richtigen Messwerten führt, wenn die Proben auf Konzentrationen innerhalb des genannten Messbereiches verdünnt werden. Untersuchungen zeigten, dass auch eine nachträgliche zusätzliche Zugabe von DMPD und Eisen(III)-chlorid nicht zur „richtigen“ Sulfidkonzentration führt. Des Weiteren ist zu berücksichtigen, dass die

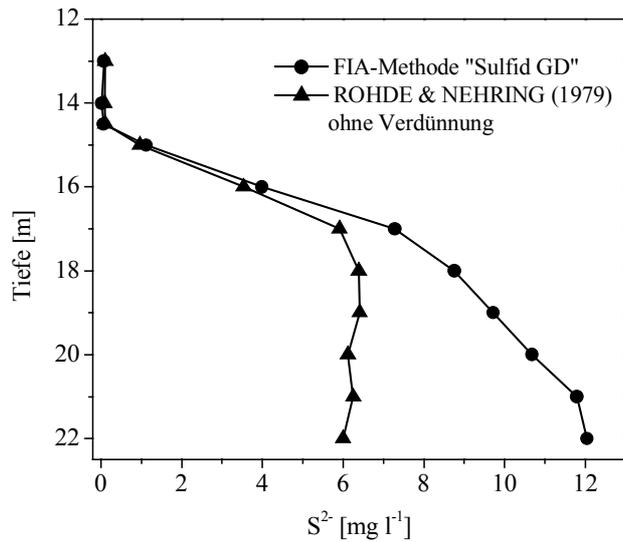


Abbildung 1: Vergleich der Sulfidkonzentrationen im Vertikalprofil des Tiefen Sees vom 22.10.2003 ermittelt mit der FIA-Methode „Sulfid GD“ (Gasdiffusion) und der Methode nach Rohde & Nehring (1979).

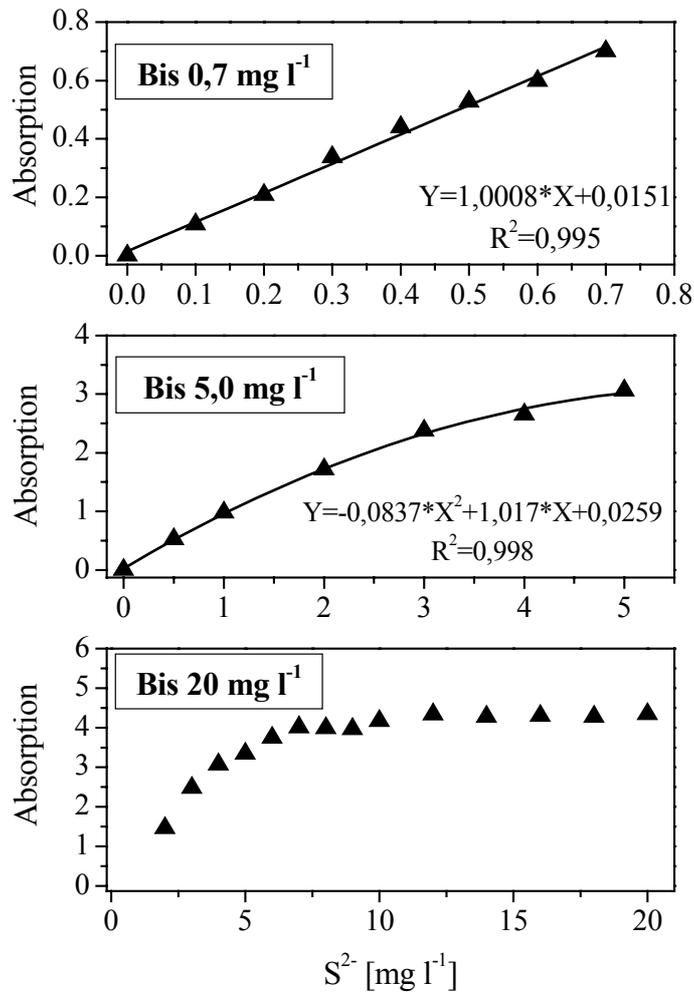


Abbildung 2: Die Ausprägung der Linearität des Verhältnisses aus Extinktion und Sulfidkonzentration in unterschiedlichen Konzentrationsbereichen der Methode nach Rohde & Nehring (1979).

Eichreihe in dem betrachteten Messbereich keiner strengen Linearität folgt, sondern leicht gekrümmt ist (Abb. 2). Bei Vermutung höherer Sulfidkonzentrationen müssen folglich während der Probenahme sofort Verdünnungsreihen mit sauerstofffreiem Wasser aufgestellt werden. Das macht die Probenahme kompliziert, zeitlich aufwendig und reduziert die realisierbare Messdichte wesentlich.

Bei der FIA-Methode mit Gasdiffusion entfällt dieses Problem, da die Proben durch die Zugabe der Konservierungsflüssigkeit alkalisch ($\text{pH}=12$) eingestellt werden und dadurch in der Lösung Sulfidionen und nicht zum Teil der leicht flüchtige Schwefelwasserstoff vorliegt bzw. in der Konservierungsvariante (c) Sulfid als Zinksulfid-Niederschlag in der Probe festgelegt ist. Eine Verdünnung der Proben bei Nutzung der FIA-Methode ist nicht nötig, da durch die Zeit der Anreicherung des H_2S in der Gasdiffusionszelle die Empfindlichkeit der Messung einstellbar ist.

2. Haltbarkeit von natürlichen und synthetischen Sulfidproben

Alle Proben für diese Untersuchung wurden nach der FIA-Methode „Sulfid GD“ gemessen. Der Versuchsansatz umfasst die Untersuchung von konservierten Proben über den Zeitraum von einer Woche. Die Konservierung erfolgte entsprechend der FIA-Methodenanleitung in drei Varianten: (a1) alkalische Lösung mit EDTA-Zusatz, (a2) alkalische Lösung mit EDTA- und EDA-Zusatz und (c) Fällung als Zinksulfid. Die Untersuchungen erfolgten an synthetischen, aus Natriumsulfid-nonahydrat unter Zusatz von Eisen(II)-Ionen und Mangan(II)-Ionen (die wichtigsten Matrixkomponenten) hergestellten Proben und an natürlichen Proben aus dem hypolimnischen Wasser des Springsees am Ende der Sommerstagnation (17.11.2003). Es wurde angestrebt, diese Haltbarkeitsuntersuchung in zwei verschiedenen Messbereichen durchzuführen. Deshalb wurden die Einwaagen der synthetischen Proben so gewählt, dass Sollkonzentrationen von $1,5 \text{ mg l}^{-1}$ bzw. 15 mg l^{-1} Sulfid erreicht wurden. Die unterschiedlichen Sollkonzentrationen der natürlichen Proben sollten realisiert werden, indem die Proben aus unterschiedlichen Tiefen (13 m und 16 m) geschöpft wurden. Die Lagerung der Proben erfolgte dunkel bei 5 bis $8 \text{ }^\circ\text{C}$. Das entspricht der Wassertemperatur in der Entnahmetiefe der geschöpften Proben. In den Probegefäßen wurden die Konservierungslösungen vorgelegt und im Stickstoffstrom Luftsauerstoff durch Stickstoff ersetzt. Zum Ansetzen der Lösungen wurde nur Wasser verwendet, das durch Abkochen und Einleiten von Stickstoff sauerstoffarm gemacht wurde. Leere Probegefäße wurden mit Stickstoff gefüllt. Beim gesamten Handling wurde auf die Minimierung des Sauerstoffkontakts geachtet. Jede Probe wurde an den 7 Versuchstagen 5mal genommen und gemessen. Abbildung 3 enthält die Mittelwerte der einzelnen Messungen mit den dazugehörigen Standardabweichungen.

In Abbildung 3 sind die gemessenen Sulfidkonzentrationen der drei Konservierungsvarianten für die beiden Sulfid-Sollkonzentrationen ($1,5$ und 15 mg l^{-1}) an den einzelnen Messtagen dargestellt. Bei einer Ausgangskonzentration von $1,5 \text{ mg l}^{-1}$ sind bei einer Konservierung mit alkalischer EDTA-Lösung sowie alkalischer Lösung mit EDTA- und EDA-Zusatz am 2. und 3. Tag noch 95 % der Ausgangskonzentration zu finden. Am 4. bis 8. Tag fällt die Konzentration dann auf 93 % vom Ausgangswert ab. Es sind also nur geringe Verluste durch eine Probenlagerung aufgetreten. Anders verhalten sich die Proben, in denen die Konservierung durch Fällung als Zinksulfid erfolgte. Dabei wurden am 2. und 3. Tag nur noch 89 % der Ausgangskonzentration gefunden und am 4. bis 8. Tag sind die Werte bis auf 67 % der Ausgangskonzentration gesunken. Bei dieser Konservierungsvariante müssten die Proben folglich unmittelbar nach der Probenahme gemessen werden. Bei einer Ausgangskonzentration von 15 mg l^{-1} ist generell zu bemerken, dass die Soll-Ausgangs-

konzentration von 15 mg l^{-1} bei keiner Konservierungsvariante wiedergefunden werden konnte, sondern mit maximal $13,5 \text{ mg l}^{-1}$ deutlich unterbestimmt wurde. Es ist zu klären, ob es im Allgemeinen beim Ansetzen von Sulfidkonzentrationen in dieser Höhe zu rapiden Verlusten kommen kann. Rechnerisch war die Menge an Konservierungsmittel ausreichend. Eine Verdünnung der Proben zur Messung ergab konsistente Messwerte im Vergleich zu den unverdünnten. Auch eine Wiederholung dieses Versuchsteils bestätigte dieses Phänomen. Möglicherweise bilden sich in diesen Konzentrationsbereichen Disulfide oder Polysulfide, die nicht oder nur unvollständig mit der Methyleneblaumethode erfasst werden können.

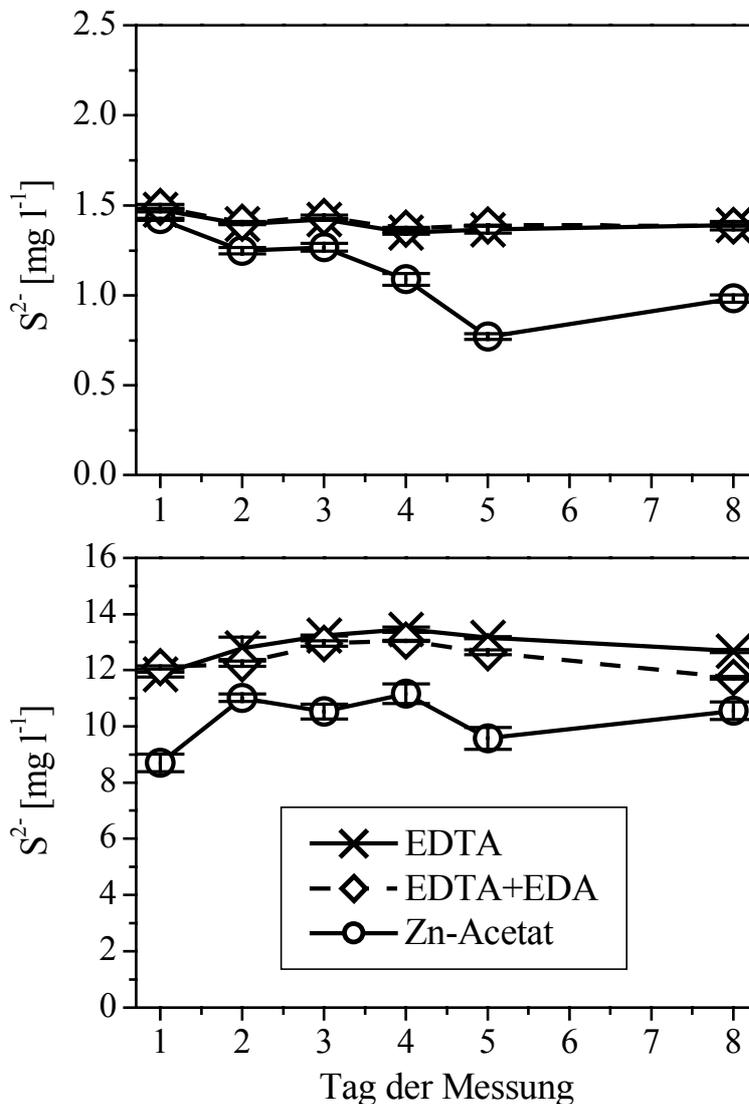


Abbildung 3: Haltbarkeit von synthetisch hergestellten Proben mit einer Sulfidkonzentration von $1,5$ und 15 mg l^{-1} bei drei Konservierungsvarianten.

Die Proben, die mit alkalischer EDTA-Lösung sowie mit alkalischer Lösung mit EDTA- und EDA-Zusatz konserviert wurden, sind unter Beachtung der Reproduzierbarkeit des Systems FIA-LAB II von 10 % über den gesamten Zeitraum konstant. Diese Proben könnten also ohne Lagerungsverluste bis zu 7 Tage nach der Probenahme ohne Verlust gemessen werden. Wie schon bei den Proben mit $1,5 \text{ mg l}^{-1}$ unterscheiden sich die Proben mit 15 mg l^{-1} , die durch Fällung als Zinksulfid konserviert wurden, in ihrer Wiederfindung. Trotz guter

Standardabweichung der 5fach-Messung gibt es von Messtag zu Messtag deutliche Abweichungen, allerdings ohne zeitliche Tendenz. Das könnte an nichterfassbaren Unterschieden der Wiederauflösung des Zinksulfidniederschlages für die Sulfidmessung liegen, so dass diese Konservierung für beide Messbereiche nicht empfohlen werden kann, wenn man die Proben einige Tage bis zur Messung lagern muss.

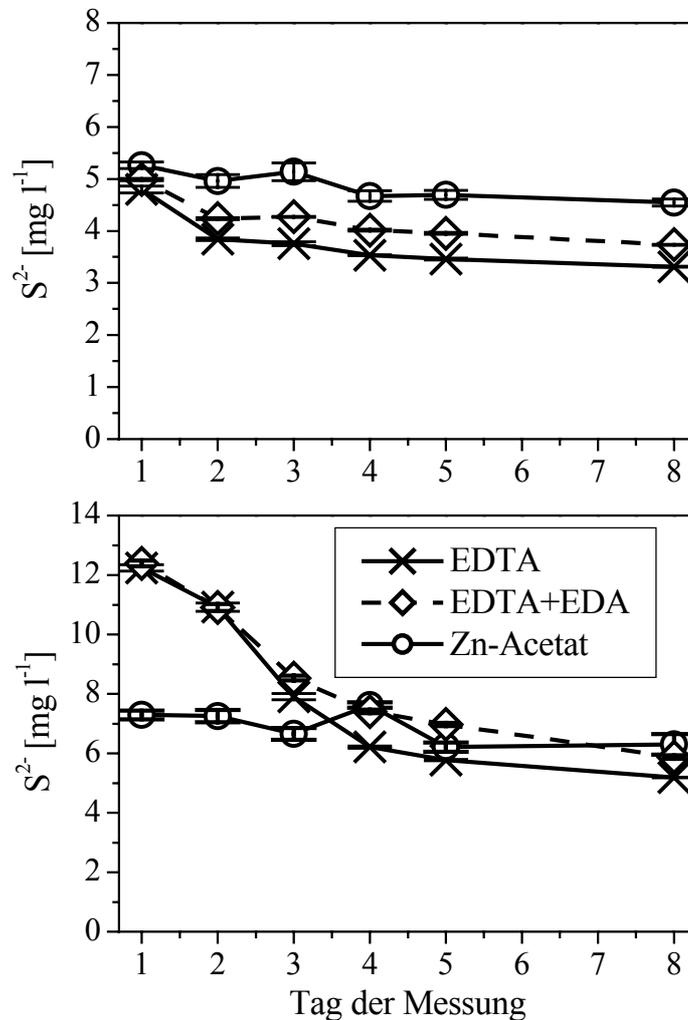


Abbildung 4: Haltbarkeit von Tiefenproben des Springsees mit einer Sulfidkonzentration von 5 und 12 $mg\ l^{-1}$ bei drei Konservierungsvarianten.

Dieselben Haltbarkeitsuntersuchungen mit den oben beschriebenen Konservierungsvarianten sind auch an natürlichen Proben vorgenommen worden (Abb. 4). Die natürlichen, hypolimnischen Proben mit einer Sulfid-Konzentration von ca. 5 $mg\ l^{-1}$ waren bei der Konservierung durch Fällung als Zinksulfid am besten haltbar. Am 2. und 3. Tag wurden immer noch 96 % der Ausgangskonzentration gefunden, am 4. bis 8. Tag sank die Sulfidkonzentration auf 88 %. Die natürlichen Proben, die mit alkalischer EDTA-Lösung bzw. mit alkalischer Lösung mit EDTA- und EDA-Zusatz konserviert wurden, hatten am 2. und 3. Tag nur noch eine Konzentration von 79 bzw. 85 %, die vom 4. bis 8. Tag weiter auf 51 bis 58 % der Ausgangskonzentration absank. Die natürliche, hypolimnische Probe mit einer Sulfid-Konzentration von 12 $mg\ l^{-1}$ zeigte ein anderes Verhalten. Die Probe, die durch

Fällung als Zinksulfid konserviert wurde, wurde ebenso wie die synthetische Probe mit einer Sollkonzentration von 15 mg l^{-1} drastisch unterbestimmt. Die Werte blieben zwar über den Untersuchungszeitraum konstant, aber durch die starke Unterbestimmung (59 % der Konzentration der Proben im Vergleich zu den anderen Konservierungsvarianten) kann diese Konservierungsmethode für Sulfidkonzentrationen $>12 \text{ mg l}^{-1}$ nicht empfohlen werden. Der Bereich zwischen 5 und 12 mg l^{-1} müsste noch untersucht werden. Für die anderen beiden Konservierungsmethoden wurden am 2. Tag nur noch 89 bzw. 88 % der Ausgangskonzentration gefunden, und vom 3. zum 8. Tag fielen die Werte rasch auf 51 bzw. 58 % der Ausgangskonzentration, so dass für diese beiden Konservierungsvarianten auch eine Sofortmessung am Probenahmetag empfohlen werden muss.

3. Untersuchung des Matrixeinflusses von Schwermetall-Ionen auf die Sulfidbestimmung

In der Scharmützelseeregion sind in den Wasserproben in saisonal unterschiedlichen Konzentrationen Eisen(II)- und Mangan(II)-Ionen enthalten (Kleeberg & Schubert, 2000). Durch ihr Redoxverhalten könnten sie Autoxidationsprozesse von Sulfid-Ionen bewirken und dadurch die Sulfidbestimmung stören. Mit der Bildung von Schwefelwasserstoff in anaeroben hypolimnischen Wasserkörpern ist durch die zeitgleich auftretenden Rücklöseprozesse des Phosphors aus dem Sediment ein starker Anstieg der Eisen(II)-Ionenkonzentration („ferrous wheel“, Campbell & Torgersen 1980) und ein mäßiger Anstieg der Mangan(II)-Ionenkonzentration („manganous wheel“, Mayer et al. 1982) verbunden. In der Tabelle 2 sind Konzentrationsbereiche für Eisen und Mangan von epilimnischen Proben aus Gewässern der Scharmützelseeregion, hypolimnischen Proben des Scharmützelsees am Ende der Sommerstagnation sowie Tagebauseen der Lausitz, die sich durch geogen bedingte sehr hohe Metallgehalte auszeichnen, aufgeführt.

Tabelle 2: Fe- und Mn-Konzentrationsbereiche im Scharmützelseegebiet und in Lausitzer Tagebauseen.

Gewässer	Bereich der Fe-Konzentration in mg l^{-1}	Bereich der Mn-Konzentration in mg l^{-1}
Scharmützelseegebiet	0,000 bis 1,44	0,000 bis 3,74
Scharmützelsee gegen Ende der Sommerstagnation	0,02 bis 1,79	0,007 bis 0,96
Lausitzer Tagebauseen	0,000 bis 229,0	0,000 bis 7,44

Nach diesen Werten wurden zu synthetischen Sulfidproben unterschiedliche Mengen an Eisen(II)- und Mangan(II)-Ionen zugegeben und die Einflüsse auf die Sulfidbestimmung untersucht (Tab. 3). Die höchste Zugabe an Fe- und Mn-Ionen entspricht dem 5 bis 10fachen Wert in den drei in Tab. 2 aufgeführten Gruppen natürlicher Proben und soll dazu dienen, die „Festigkeit“ dieser Analytik gegenüber einer Schwermetallionen-Matrix zu testen. Als Referenzwerte dienten Sulfidproben ohne Zusatz an Fe-Ionen oder Mn-Ionen.

Tabelle 3: Fe- und Mn-Matrixeinfluss bei der Bestimmung von Sulfid-Standardlösungen mit 0,2 und 2,0 mg l⁻¹ Sollkonzentrationen und zwei Probenkonservierungsvarianten: Konservierung mit alkalischer Lösung unter Zusatz von EDTA- und EDA (a2) sowie Fällung als Zinksulfid (c).

Sollkonzentration in mg l⁻¹ S²⁻	0,2	0,2	2,0	2,0
Probenkonservierung	alkalische Lösung + EDTA+EDA (a2)	Fällung als Zinksulfid (c)	alkalische Lösung + EDTA+EDA (a2)	Fällung als Zinksulfid (c)
Fe- u. Mn-Konzentration (Matrix)				
ohne Matrix	0,187	0,189	1,849	1,874
	0,189	0,194	1,855	1,904
	0,183	0,176	1,966	1,980
	0,200	0,184	1,986	1,973
0,2 mg l ⁻¹ Fe + 0,005 mg l ⁻¹ Mn	0,192	0,172	1,949	1,965
	0,185	0,177	1,938	1,972
111,8 mg l ⁻¹ Fe + 8,8 mg l ⁻¹ Mn	0,184	0,184	1,811	1,826
	0,185	0,183	1,804	1,801
1118,0 mg l ⁻¹ Fe + 87,9 mg l ⁻¹ Mn	0,121	0,136	1,500	1,580
	0,117	0,124	1,497	1,648
Wiederfindungsrate in %				
ohne Matrix	94,9	92,8	95,7	96,6
0,2 mg l ⁻¹ Fe + 0,005 mg l ⁻¹ Mn	94,3	87,3	97,2	98,4
111,8 mg l ⁻¹ Fe + 8,8 mg l ⁻¹ Mn	92,3	91,8	90,4	90,7
1118,0 mg l ⁻¹ Fe + 87,9 mg l ⁻¹ Mn	59,5	65,0	74,9	80,7

Eine Unterbestimmung der Sulfid-Sollkonzentration von 0,2 und 2,0 mg l⁻¹ war sowohl mit als auch ohne Matrixeffekte bei allen Konzentrations- und Konservierungsvarianten sichtbar. Noch deutlicher ist das beim Vergleich der Wiederfindungsraten erkennbar. Unter Berücksichtigung der Reproduzierbarkeit des FIA-Systems von 10 % liegen die Wiederfindungsraten mit den geringsten und den mittleren Schwermetallkonzentrationen jedoch bis auf eine Konservierungsvariante innerhalb dieses Bereichs. Eine Ausnahme bildet die Probe mit einer Sulfid-Sollkonzentration von 0,2 mg l⁻¹ und der Konservierung durch Fällung als Zinksulfid, die mit einer Wiederfindungsrate von 87,3 % geringfügig unterbestimmt wurde. Da die Ergebnisse des Haltbarkeitsversuches (Abschnitt 2) für diese Konservierungsmethode auch schon Hinweise auf Minderbestimmung lieferten, ist der Effekt hier eher Erfassungs- oder Wiederauflösungsproblemen dieser Konservierungsmethode zuzuschreiben als einem Matrixeffekt durch Schwermetalle. Bei einer Konzentration des 5 bis 10fachen an Fe(II)- und Mn(II)-Ionen im Vergleich zu hypolimnischen Proben und Tagebauseeproben ist jedoch eine deutliche Unterbestimmung bei beiden Sulfid-Konzentrationen und beiden Konservierungsvarianten um 20 bis 30 % zu sehen. Dabei sind die größeren Matrixeinflüsse, unabhängig von der Konservierungsvariante, bei einer Sulfidkonzentration von 0,2 mg l⁻¹ zu beobachten.

Zusammenfassung

Ein Vergleich der Sulfidbestimmung nach DEV 1976-2004: DIN 38405-D27 mit der FIA-Methode „Sulfid GD“ an Proben von Klärwerksabläufen mit Beteiligung eines Berliner Labors zeigte eine gute Übereinstimmung der Messergebnisse im Messbereich bis zu 40 µg l⁻¹. Die Konservierungsvarianten FIA (a1) mit alkalischer EDTA-Lösung und FIA (c2) durch Fällung als Zinksulfid und Auflösung des Niederschlages mit alkalischer Lösung unter Zusatz von EDTA und Ethylendiamin (EDA) waren gleichwertig. Es sollten jedoch noch

Vergleiche mit einer größeren Probenzahl mit unterschiedlicher Probenmatrix und im Konzentrationsbereich des gesamten Messbereiches durchgeführt werden.

Ein weiterer Methodenvergleich erfolgte zwischen der FIA-Methode „Sulfid GD“ und der Methode nach Rohde & Nehring (1979), die bisher am Lehrstuhl Gewässerschutz verwendet wurde. Die Untersuchungen bestätigten, dass es nicht möglich ist, mit der Methode nach Rohde & Nehring (1979) ohne eine Probenverdünnung vor dem Reagenzienzusatz Sulfidkonzentration $>3,2 \text{ mg l}^{-1}$ zu bestimmen. Auch durch eine nachträgliche zusätzliche Reagenzienzugabe konnte keine Erweiterung des Messbereiches erreicht werden. Bei der Sulfid-Bestimmung ist zu beachten, dass die Extinktion nur im Messbereich bis maximal $0,7 \text{ mg l}^{-1}$ linear zur Sulfidkonzentration verläuft. Bei höherer Konzentration muss man mit einer quadratischen Abhängigkeit rechnen.

Mit der FIA-Methode konnte Sulfid bis zu einer Konzentration von 20 mg l^{-1} ohne Verdünnung der Probe bestimmt werden. Dabei wurde die Empfindlichkeit der Methode über die Anreicherungszeit in der Gasdiffusionszelle gesteuert. Eine zusätzliche Erweiterung des Messbereiches von $0,5$ bis $20,0 \text{ mg l}^{-1}$ wurde durch Filterwechsel von 670 nm zu 700 nm , d.h. Messung der Extinktion neben dem Absorptionsmaximum des Methylenblaus, erreicht. Das führt zu einer Vereinfachung der Probenahme vor Ort, da die aufwendige Verdünnung mit sauerstofffreiem Wasser entfällt. Nach bisherigen Erkenntnissen liegen die Sulfidkonzentrationen in den geschichteten Seen des Scharmützelseegebietes unterhalb von 20 mg l^{-1} .

Mit der FIA-Methode „Sulfid GD“ wurden über einen Zeitraum von einer Woche anhand von Sulfidmessungen an synthetischen und natürlichen Proben Haltbarkeitsuntersuchungen für drei Konservierungsvarianten (a1→alkalische Lösung mit EDTA-Zusatz; a2→alkalische Lösung mit EDTA- und Ethylendiamin-Zusatz; c→Fällung als Zinksulfid) durchgeführt. Die Proben hatten Konzentrationen von $1,5$ bis 15 mg l^{-1} . Die Haltbarkeitsuntersuchungen ergaben, dass die synthetischen und natürlichen Proben mit einer Sulfidkonzentration von $1,5$ und 5 mg l^{-1} und den Konservierungsvarianten (a1) oder (a2) bei dunkler, kühler Lagerung bis mindestens 2 Tage nach der Probenahme stabil sind und noch mindestens 95 % der Ausgangskonzentration haben. Die Konservierung durch Fällung als Zinksulfid (c) erbrachte für natürliche Proben noch etwas bessere Ergebnisse, was jedoch im Gegensatz zu den Messergebnissen bei den synthetischen Proben stand. Proben in diesem Konzentrationsbereich könnten also mit vernachlässigbaren Verlusten bis 2 Tage nach der Probenahme gemessen werden. Ein Problem gibt es bei der Haltbarkeit von Proben höherer Sulfidkonzentrationen (ca. 12 bis 15 mg l^{-1}). In diesem Bereich waren die synthetischen Proben mit den Konservierungsvarianten (a1) und (a2) bis zu 4 Tage nach der Probenahme unverändert. Danach sind bis zum 8. Tag Verluste von bis zu 12 % zu erwarten. Bei den natürlichen Proben trat schon am Tag nach der Probenahme ein rapider Rückgang der Sulfidkonzentration auf. Für synthetische und natürliche Proben höherer Sulfidkonzentrationen erhält man bei Konservierung durch Fällung als Zinksulfid (c) selbst bei einer Sofortmessung eine Unterbestimmung von 10 bis 49 %. Deshalb ist diese Konservierungsvariante für unsere Anwendung nicht geeignet. Nach diesen Untersuchungen sollten die Proben nach Konservierungsvariante (a1) oder (a2) fixiert werden und spätestens bis zu 24 Stunden nach der Probenahme gemessen werden.

Die Sulfidbestimmung kann bei höheren Konzentrationen an Eisen(II)- und Mn(II)-Ionen durch Autoxidationsprozesse von Sulfid gestört werden. Da die Bildung von Sulfidionen in Gewässern des Scharmützelseegebietes häufig mit einer Rücklösung des Phosphats aus dem Sediment verbunden ist, tritt zeitgleich ein Anstieg der Eisen- und Mangankonzentration auf.

Deshalb wurde der Einfluss erhöhter Eisen- und Mangankonzentrationen auf die Sulfidbestimmung untersucht. Bis zu einer Konzentration von ca. $112 \text{ mg l}^{-1} \text{ Fe(II)}$ und $9 \text{ mg l}^{-1} \text{ Mn(II)}$ treten keine bzw. nur vernachlässigbare Beeinflussungen der Sulfidbestimmung auf. Damit ist für die Messung der Proben aus der Scharmützeelseeregion eingeschlossen Hypolimnionproben und auch der meisten Proben der Lausitzer Tagebauseen nicht mit Matrixeffekten durch erhöhte Fe- und Mn-Konzentrationen zu rechnen. Erst ab Konzentrationen, die das 5 bis 10fache der maximalen Tagebauseewerte übersteigen, ist eine Unterbestimmung von 20 bis 30 % zu erwarten.

Danksagung

Für die Bereitstellung eines FIA-Systems für den Untersuchungszeitraum einer Diplomarbeit gilt besonderer Dank den Firmen MLE Radebeul und HLS Salzwedel. Ein weiteres Dankeschön geht an Tina Hanke, die die Betreuung der Laborarbeiten übernahm. Ferner bedanken wir uns bei dem Wasserlabor des Berliner Klärwerks für die Bereitstellung von Daten und Proben für den Methodenvergleich.

Literatur

- Campbell, P. & Torgersen, T., 1980. Maintenance of iron meromixis by iron redeposition in a rapidly flushed monimolimnion. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 1303-1313.
- DEV (1976-2004): DIN 38405-D 26, 1989. Photometrische Bestimmung des gelösten Sulfids. In Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim.
- DEV (1976-2004): DIN 38405-D 27, 1992. Bestimmung von leicht freisetzbarem Sulfid. In Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim.
- Herold, I., 2004. Gelöste Sulfide im Hypolimnion eutropher Seen-Bestimmung im Methodenvergleich und räumliche Ausdehnung in Verbindung zum rückgelösten Phosphor. In: Diplomarbeit. BTU Cottbus.
- Kleeberg, A. & Jendritzki, D., 1996. Das Sediment – Ergebnis der Eutrophierung und Reaktionsprodukt von Selbstreinigungsprozessen des Ökosystems See. In B. Nixdorf & A. Kleeberg (Hrsg.), Gewässerreport (Nr. 2). BTU Cottbus. Aktuelle Reihe 2/96: 61-87.
- Kleeberg, A., & Lippert, G., 1997. Die benthische Phosphorfreisetzung in Seen des Scharmützeelseegebietes mit sommerlichem anoxischen Hypolimnion. In R. Deneke & B. Nixdorf (Hrsg.), Gewässerreport (Nr. 5). BTU Cottbus. Aktuelle Reihe 5/97: 99-108.
- Kleeberg, A. & Schubert, H., 2000. Vertical gradients in particle distribution and its elemental composition under oxic and anoxic conditions in a eutrophic lake, Scharmützeelsee, NE Germany. *Arch. Hydrobiol.* 148(2): 187-207.
- Kleeberg, A., 2003: Re-assessment of Wundsch's (1940) 'H₂S-Oscillatoria-Lake' type using the eutrophic Lake Scharmützel (Brandenburg, NE Germany) as an example. *Hydrobiologia* 501: 1-5.
- Mayer, L. M., Liotta, F. P. & Norton, S. A., 1982. Hypolimnetic redox and phosphorus cycling in hypereutrophic lake Sebasticook, Maine. *Wat. Res.* 16: 1189-1196.
- MLE GmbH Dresden, 2001. FIA-Methode „Sulfid GD“ FIA-LAB II (Arbeitsanleitung).
- Müller, H., 1952. Die produktionsbiologischen Verhältnisse märkischer Seen in der Umgebung Storkows. *Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften Neue Folge* 1: 95-160.

- Rohde, K.-H. & Nehring, D., 1979. Ausgewählte Methoden zur Bestimmung von Inhaltsstoffen im Meer- und Brackwasser. Reihe IV/27, Physik der flüssigen Erde. Nationalkomitee für Geodäsie und Geophysik der Akademie der Wissenschaften der DDR (Hrsg.), Berlin.
- Rücker, J. Nixdorf, B. Deneke, R. Kleeberg, A. & Mischke, U., 2003. Reaktionen von Seen im Scharmützelseegebiet auf die Reduzierung der externen Belastung. *Wasser & Boden* 55/4: 4-10.
- Rücker, J., 1997. Untersuchung zum Vorkommen phototroper Bakterien in Seen des Scharmützelseegebietes. In: R. Deneke & B. Nixdorf (Hrsg.), *Gewässerreport* (Nr. 5). BTU Cottbus. Aktuelle Reihe 5/97: 99-108.
- Standard methods for the examination of water and wastewater. 1994. Publ. by APHA, AWWA, WPCF. Publ. Office APHA, New York.
- Wundsch, H. H., 1940. Beiträge zur Fischereibiologie märkischer Seen, VI. Die Entwicklung eines besonderen Seentypus (H_2S -Oscillatorien-Sees) im Flussgebiet der Spree und Havel, und seine Bedeutung für die fischereibiologischen Bedingungen in dieser Region. *Z. Fischerei* XXXVIII: 440-648.

Erfahrungen und Ergebnisse zur Bestimmung von Gesamtphosphor mit Festphasenanreicherung im Bereich von 10 bis 200 $\mu\text{g l}^{-1}$ in Gewässern mit der FIA-LAB II (MLE GmbH Radebeul)

Gudrun Lippert¹, Hans-Jürgen Heckemann² & Barbara Stadler³

¹ Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Forschungsstelle Bad Saarow, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow, e-mail: g.lippert@limno-tu-cottbus.de

² MLE Dresden GmbH, Bernhard-Voß-Str. 25-27, 01445 Radebeul

³ HLS Hightech Laboratory Systems – Gesellschaft für Analysetechnik, Uelzener Str. 34a, 29410 Salzwedel

Key words: Gesamtphosphor, Fließinjektionsanalyse, Festphasenanreicherung, Wiederfindungsrate, Kontrollstandard

Abstract

In order to make the method for the determination of total phosphorus (TP) more efficient a FIA-LAB II system from MLE with online digestion was tested and compared with the results from segmented flow analysis. The method for the simultaneous digestion and determination of total nitrogen and total phosphorus in the microwave equipment and the measurement with a segmented flow analysis was successfully replaced by the flow injection analysis methods with online digestion. The analyses of our water samples were of a higher quality, and a higher measuring frequency was achieved. The tailing reaction was investigated, the limit of detection was determined, recovery ratios were calculated, recovery measurements were accomplished, and control standards were evaluated. A reliable determination up to 10 $\mu\text{g l}^{-1}$ total phosphorus was achieved with a good precision and recovery with this method.

Zusammenfassung

Die Ablösung der Methode des gemeinsamen Aufschlusses zur Bestimmung von Gesamtphosphor und Gesamtstickstoff mit der Mikrowelle und Messung mit der SFA (Segmented Flow Analysis) (Lippert 1999) durch die entsprechenden FIA (Flow Injection Analysis)-Methoden mit Aufschluss hat sich bei der Analyse von Gewässerproben am Lehrstuhl Gewässerschutz sowohl qualitativ als auch quantitativ bewährt. Für die Methode „TP mit Anreicherung“ wurde die Phosphorverschleppung untersucht, die Nachweisgrenze und Wiederfindungsraten bestimmt, Wiederholungsmessungen durchgeführt sowie Kontrollstandards ausgewertet. Daraus geht hervor, dass mit dieser Methode eine sichere Bestimmung bis zu 10 $\mu\text{g l}^{-1}$ Gesamtphosphor bei guter Reproduzierbarkeit und Wiederfindung möglich ist. Es werden Erfahrungen und Hinweise zum Umgang mit dem Gerät und der Vorbereitung der Proben gegeben.

Einleitung

Die Untersuchung der Trophie der Gewässer in der Scharmützelseeregion (Deneke 1997, Rücker et al. 2003, Rücker, dieses Heft) ist ein wichtiger Forschungsschwerpunkt am Lehrstuhl Gewässerschutz. Die Trophie beinhaltet Aussagen über die Nährstoffkonzentration

und ihre biologische Umsetzung in Pflanzenbiomasse. Dabei handelt es sich im Wesentlichen um Nährstoffe, die für das Wachstum des Phytoplanktons von Bedeutung sind. Die Gesamtphosphorkonzentration (TP) ist ein Schlüsselparameter zur Beurteilung der Nährstoffsituation eines Gewässers. Seine Bestimmung wird im Rahmen der Gewässerüberwachung, z.B. durch die EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU 2000) gefordert.

Tabelle 1: Zuordnung der Gesamtphosphorkonzentrationen zu den Trophiegraden (nach LAWA, 1999).

Gesamt-Phosphor [$\mu\text{g l}^{-1}$]	Trophiegrad
bis 15	oligotroph o
>15 - 45	mesotroph m
>45 - 85	eutroph e1
>85 - 150	eutroph e2
>150 - 230	polytroph p1
>230	polytroph p2

Voraussetzung für die Bestimmung des Trophiegrades ist eine leistungsfähige Gesamtphosphoranalytik, mit der zuverlässig die Bestimmung bis zu einem unteren Wert von mindestens $10 \mu\text{g l}^{-1}$ TP, bei oligotrophen Gewässern noch darunter, möglich ist (s. Tab. 1).

Seit Dezember 2002 wird am Lehrstuhl Gewässerschutz dazu die hochempfindliche Orthophosphat- und Gesamtphosphorbestimmung durch Fließanalytik mit integrierter Festphasenextraktion mit dem FIA-LAB II (MLE GmbH Dresden 2002) angewendet. Bei dieser Methode erfolgt eine Anreicherung des Phosphomolybdänblaukomplexes an ein Festphasenpolymer (Heckemann 2000). Dadurch werden höhere Messsignale am Fotometer erhalten als ohne Festphasenextraktion. Das bewirkt eine 17-fache Erhöhung der Empfindlichkeit und man erreicht eine Bestimmungsgrenze von $1 \mu\text{g l}^{-1}$ TP (Wauer et al. 2003).

A. Bestimmung von qualitativen Parametern der Methode „TP Anreicherung“

1. Überprüfung der Phosphorverschleppung durch alternierende Messung von geringen und hohen Konzentrationen

Es wurden hintereinander 20 Messungen durchgeführt, immer im Wechsel eine $200 \mu\text{g l}^{-1}$ -Probe und eine $10 \mu\text{g l}^{-1}$ -Probe. Diese beiden Konzentrationen entsprechen dem höchsten und dem kleinsten Kalibrierstandard. Die Messreihe (Abb. 1) dauerte 300 Minuten, in deren Verlauf keine Verschleppungen erkennbar waren, was auch an den geringen Standardabweichungen sichtbar wird (Tab. 2).

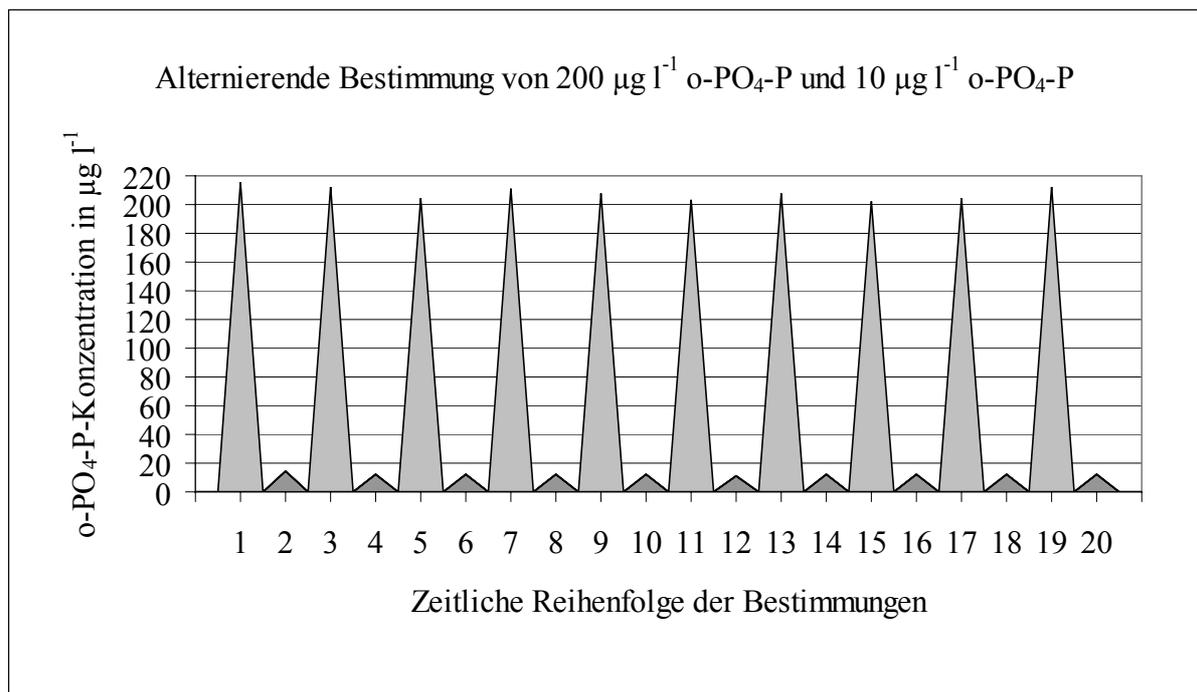


Abbildung 1: Messreihe zur Beurteilung von Verschleppungen des Analyten TP anhand alternierender Messungen hoher ($200 \mu\text{g l}^{-1}$) und geringer ($10 \mu\text{g l}^{-1}$) Konzentrationen.

Aus dieser Messreihe wurden die Mittelwerte der jeweiligen Standards, die Standardabweichungen und die Vertrauensbereiche berechnet (DEV 1976-2004: DIN Band 1 Teil A, DIN ISO8466-2). Die Ergebnisse (Tab. 2) zeigen eine gute Reproduzierbarkeit mit geringer Fehlerhöhe.

Tabelle 2: Standardabweichung zweier Sollwerte bei alternierender Messung.

Sollwert:	$200 \mu\text{g l}^{-1}$ o- $\text{PO}_4\text{-P}$	$10 \mu\text{g l}^{-1}$ o- $\text{PO}_4\text{-P}$
Anzahl der Messwerte:	N=10	N=10
Mittelwert:	$208,2 \mu\text{g l}^{-1}$ o- $\text{PO}_4\text{-P}$	$12,3 \mu\text{g l}^{-1}$ o- $\text{PO}_4\text{-P}$
Standardabweichung:	$4,25 \mu\text{g l}^{-1}$	$0,67 \mu\text{g l}^{-1}$
Analysenergebnis mit Vertrauensbereich:	$208,2 \pm 3,00 \mu\text{g l}^{-1}$	
	$12,3 \pm 0,47 \mu\text{g l}^{-1}$	

2. Bestimmung der Nachweisgrenze der Messmethode

Zur Bestimmung der Nachweisgrenze (Rauscher et al. 1972; DEV 1976-2004: DIN 38405-29, DIN V ENV ISO 13530) wurde der Leerwert wiederholt gemessen (Tab. 3). Dazu wurden in 5 Probeflaschen 1 ml H_2SO_4 (DEV 1976-2004: DIN EN 1189) vorgelegt, 100 ml Reinstwasser (Barnstedt easy pure) zugegeben und TP bestimmt. Die Ergebnisse entsprechen somit Blindwerten, in denen auch der Reagenzienblindwert enthalten ist. Dadurch ist dieser Messwert von der Reinheit der Chemikalien stark abhängig.

Unter den gegebenen Bedingungen (Zustand des FIA-Gerätes, Reinheit der Chemikalien) wurde eine Nachweisgrenze für TP von 3,9 bzw. 1,0 $\mu\text{g l}^{-1}$ je nach gewünschtem Vertrauensbereich des Nachweises erhalten, ermittelt bei einer Standardabweichung des Blindwertes von $\pm 0,2 \mu\text{g l}^{-1}$. Nach DEV 1976-2004: DIN V ENV ISO 13530 kann die Nachweisgrenze durch Multiplikation der Standardabweichung einer Serie von Ergebnissen mit einem Faktor zwischen 2 und 10, abhängig vom gewünschten Vertrauensbereich des Nachweises, ermittelt werden.

Tabelle 3: Nachweisgrenze der FIA-Methode „TP Anreicherung“.

Probe		TP-Konzentration in $\mu\text{g l}^{-1}$	
Leerwert (Reinstwasser + H_2SO_4)	3,4	Mittelwert (x_0):	3,4
Leerwert (Reinstwasser + H_2SO_4)	3,2	Streuung:	0,6
Leerwert (Reinstwasser + H_2SO_4)	3,4	Standardabweichung (STABN):	0,2
Leerwert (Reinstwasser + H_2SO_4)	3,1	Vertrauensbereich ($T x_0 = t^* s/N^{1/2}$):	0,25
Leerwert (Reinstwasser + H_2SO_4)	3,7	Nachweisgrenze ($x_0 + t^* \text{STABN}$):	3,91
		Nachweisgrenze ($4,65 * \text{STABN}$):	1,00

3. Bestimmung der Wiederfindungsraten an einer TP-Probe

Für die Bestimmung der Wiederfindungsraten (DIN V ENV ISO 13530) der TP-Bestimmung wurde der Multistandard NANOCONTROL „KA-Ablauf“ der Fa. Macherey & Nagel mit einer Konzentration von 2,5 mg l^{-1} verwendet, da er eine ähnliche Matrix (TP, CSB, TN, Ammonium) wie unsere realen Wasserproben besitzt.

Der Multistandard wurde mit Reinstwasser verdünnt auf:

- 200 $\mu\text{g l}^{-1}$ TP
- 50 $\mu\text{g l}^{-1}$ TP
- 10 $\mu\text{g l}^{-1}$ TP.

Es wurden je 15 bzw. 10 Bestimmungen wiederholt. Alle Bestimmungen lagen im von der Fa. Macherey & Nagel angegebenen Vertrauensbereich von 2,2 bis 2,8 mg l^{-1} des Multistandards.

Die Auswertung der Messungen erfolgte mit einer Kalibrierkurve des Kalibrierbereichs 10 bis 200 $\mu\text{g l}^{-1}$. Alle Messungen der drei Standards lagen innerhalb des Vertrauensbereiches der Messmethode (Abb. 2).

4. Wiederholungsmessungen zur Bestimmung der Wiederfindungsrate an einer realen Probe

Eine Wasserprobe aus dem Scharmützelsee vom 09.09.03 wurde gesplittet und 15mal unangesäuert sowie 15mal konserviert durch Ansäuerung nach DEV 1976-2004: DIN 11 EN 1189.1996 in Probeflaschen abgefüllt, kühl und dunkel gelagert und an den folgenden zwei Tagen analysiert. Das wurde abwechselnd in 5er Sequenzen an zwei aufeinanderfolgenden Messtagen durchgeführt (Abb. 3).

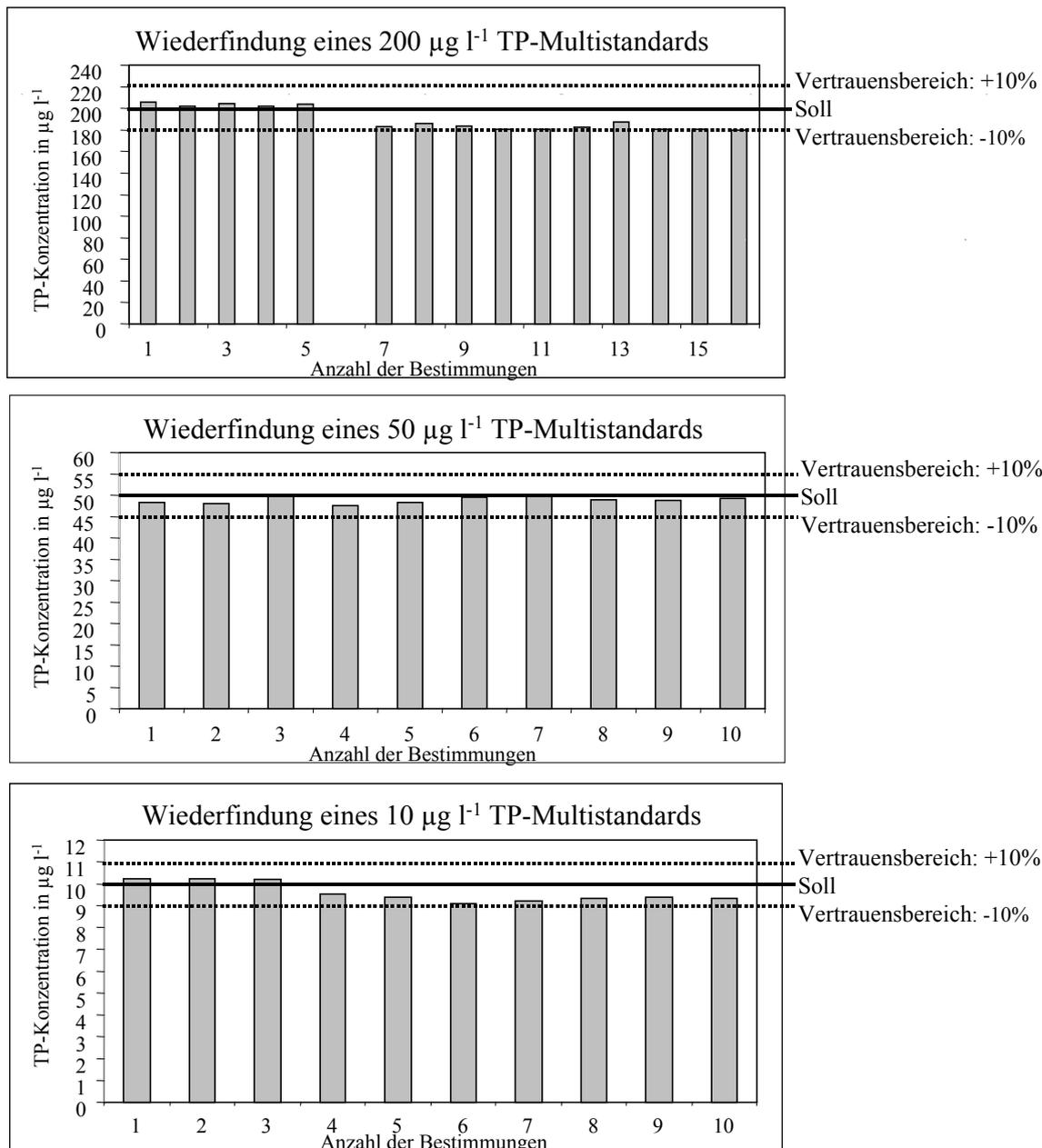


Abbildung 2: Wiederfindung vom 200, 50 und 10 µg l⁻¹ TP-Multistandard („KA-Ablauf“, NANOCONTROL der Fa. Macherey & Nagel) mit der MLE-FIA-Methode „TP Anreicherung“.

In Abbildung 3 ist eine sprunghafte Erhöhung der Messwerte nach der 5. bzw. der 4. Messung sichtbar. Das bildet Veränderungen im Messsystem zwischen dem ersten und dem zweiten Messtag ab. Nach weiteren 5 Proben ist eine kleinere Veränderung in den Messwerten zu sehen, hervorgerufen durch die Messsequenzen. Alle Streuungen bewegen sich jedoch innerhalb der Reproduzierbarkeit des FIA-LAB-Systems und streuen zufällig. Es wurde keine Gerätedrift beobachtet. Ergänzend wurde ein o-PO₄-P-Standard angesäuert und unangesäuert gemessen. Dabei wurden folgende Analysenergebnisse erhalten, N=5 (Anzahl der Wiederholungen):

$$200 \mu\text{g l}^{-1} \text{ o-PO}_4\text{-P, unangesäuert: } 205,6 \pm 3,0 \mu\text{g l}^{-1}$$

$$200 \mu\text{g l}^{-1} \text{ o-PO}_4\text{-P, angesäuert: } 202,2 \pm 3,0 \mu\text{g l}^{-1}$$

Sowohl bei der Untersuchung an der Gewässerprobe als auch an dem Standard ist kein Einfluss des Ansäuerns auf das Analysenergebnis der Methode, der die Reproduzierbarkeit beeinträchtigen würde, erkennbar. Diese Untersuchung belegt, dass die Bestimmungsmethode in einem weiten pH-Bereich anwendbar ist, so dass es für unser Untersuchungsgebiet nicht erforderlich ist, die Kalibrierstandards an den pH-Wert der Proben anzupassen.

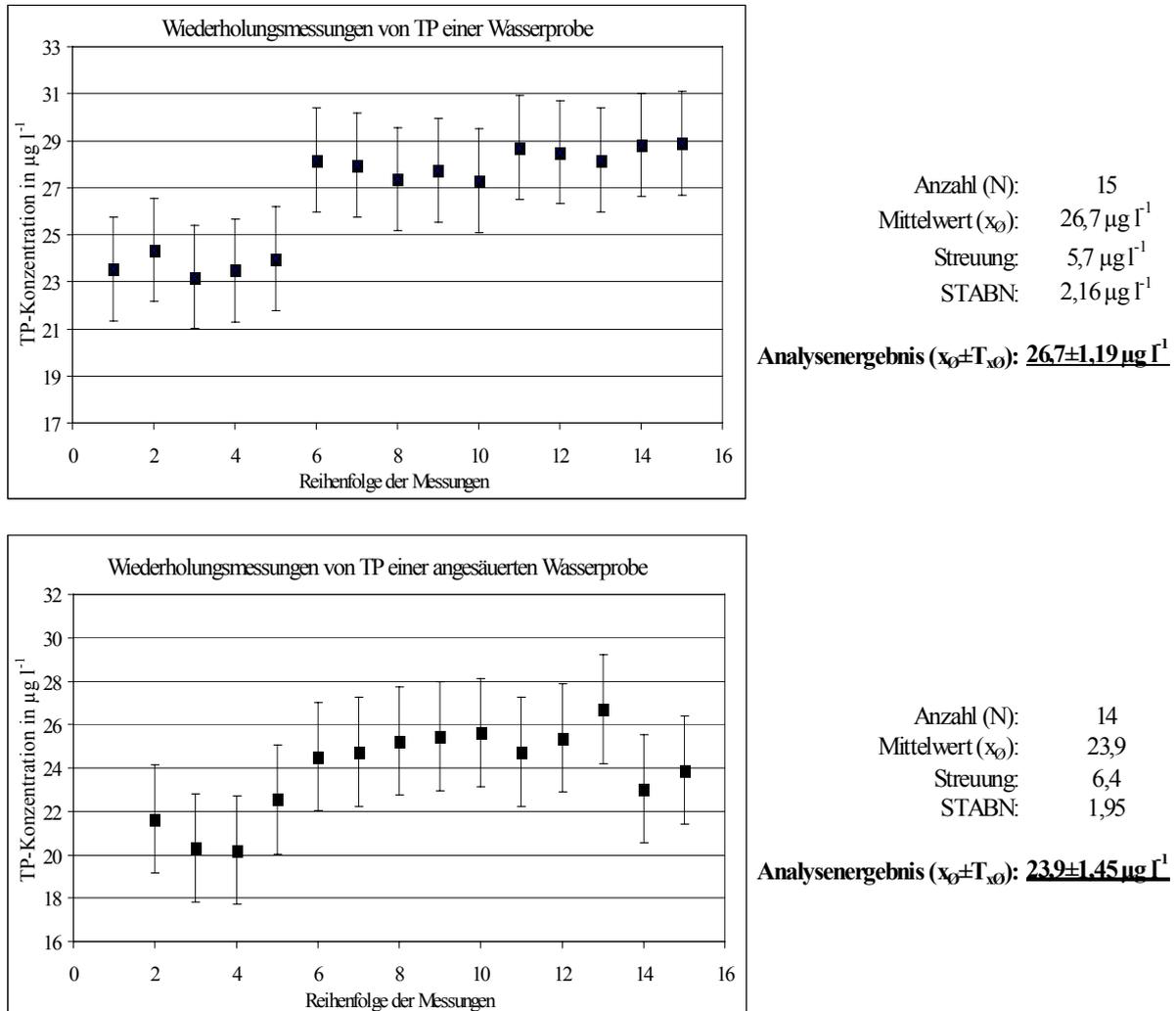


Abbildung 3: Wiederholungsmessungen einer realen Wasserprobe, unangesäuert und nach DEV 1976-2004: DIN 11, EN 1189:1996 angesäuert, mit Fehlerangaben.

5. Streuung bei Doppelmessungen realer Proben

Im Routinebetrieb konnten wegen des hohen Probenaufkommens keine Doppelbestimmungen aller Proben durchgeführt werden. Dafür wurden aber neben der Geräteüberprüfung durch Kontrollstandards alle 5 bis 7 Messungen Proben wiederholt (Abb. 4).

Die absolute Streuung um den Mittelwert der 53 Wertepaare beträgt 1,52 $\mu\text{g l}^{-1}$ und die prozentuale Abweichung vom Mittelwert ist 0,96 %. Dieser Wert entspricht der Reproduzierbarkeit des Messverfahrens. Diese hervorragende Reproduzierbarkeit wird unabhängig vom Absolutwert des Analyten über den gesamten Messbereich erhalten.

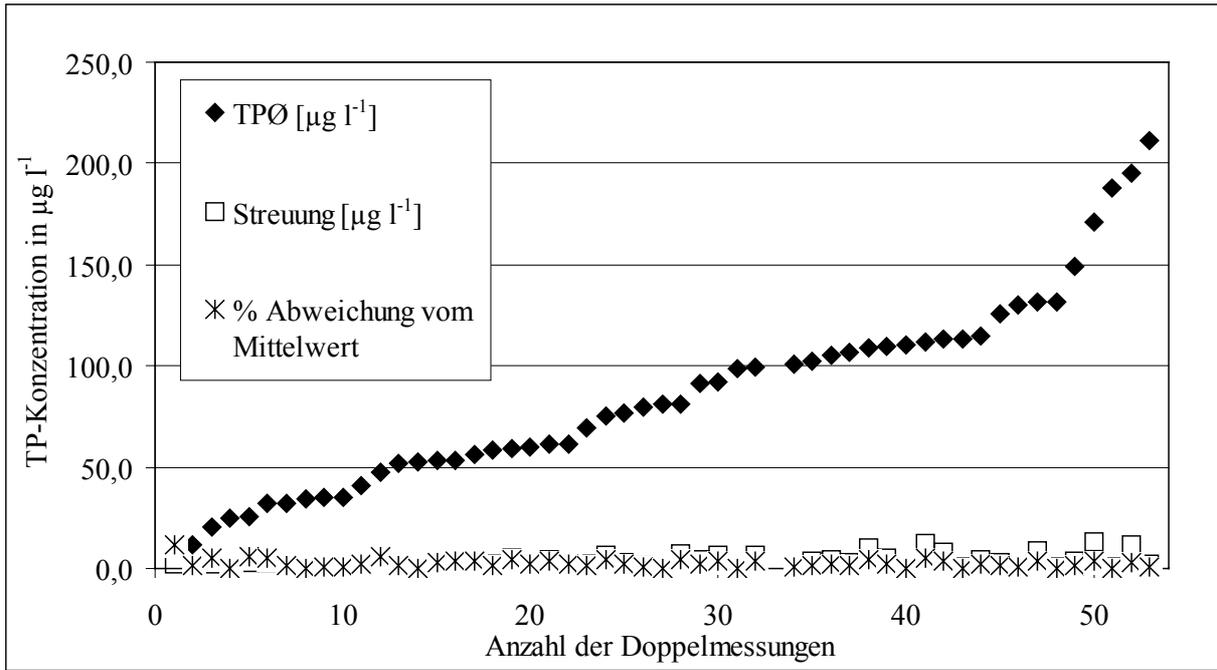


Abbildung 4: Durchschnittswerte aus Doppelbestimmungen von TP mit dazugehöriger Streuung und prozentualen Abweichung vom Mittelwert.

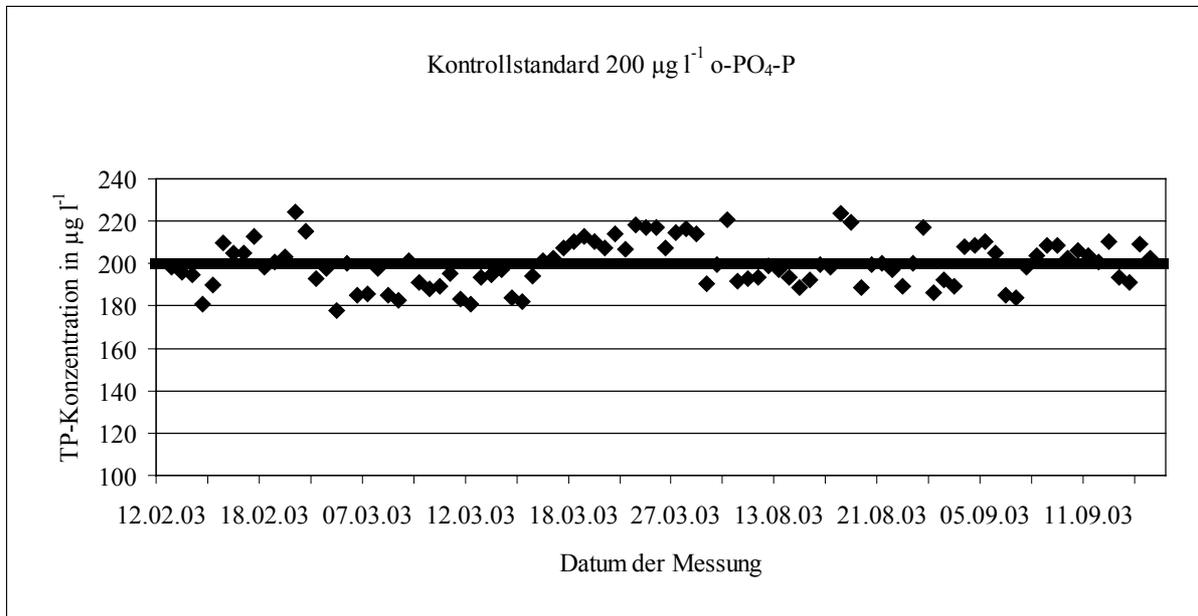


Abbildung 5: Reproduzierbarkeit des Kontrollstandards von 200 µg l⁻¹ o-PO₄-P im Untersuchungszeitraum Februar 2003 bis September 2003.

6. Reproduzierbarkeitsbetrachtung anhand des Kontrollstandards

Zum Einfahren der FIA an jedem Messtag und zur Kontrolle der Methode wird vor Beginn der Messungen ein $200 \mu\text{g l}^{-1}$ o- $\text{PO}_4\text{-P}$ -Standard gemessen. Diese Messwerte wurden über einen Zeitraum von Februar 2003 bis September 2003 gemittelt und die Standardabweichung errechnet. In der Abbildung 5 sind die 97 Messwerte des Kontrollstandards für eine Qualitätsüberprüfung des Messsystems aufgetragen. Die Firma MLE nennt eine Reproduzierbarkeit des Analysensystems von 10 %. Bei einem Sollwert von $200 \mu\text{g l}^{-1}$ liegen dann die Kontrollgrenzen bei 180 bzw. $220 \mu\text{g l}^{-1}$. Von den 97 Werten befinden sich nur drei Werte außerhalb dieser Kontrollwerte. Fügt man in diese Abbildung die Kontrollgrenzwerte ein, so ist sie als Qualitätsregelkarte (Shewhardt-Regelkarte, DEV 1976-2004: DIN ENV ISO 13530) für diese Methode mit dem verwendeten Messsystem anwendbar.

Aus den Messwerten des Kontrollstandards wurden die folgenden Verfahrenskenndaten ermittelt:

Mittelwert (x_0) des o- $\text{PO}_4\text{-P}$ -Kontrollstandards:	199,95 $\mu\text{g l}^{-1}$
Minimum:	178,1 $\mu\text{g l}^{-1}$
Maximum:	224,3 $\mu\text{g l}^{-1}$
Streuung:	46,2 $\mu\text{g l}^{-1}$
Standardabweichung (STABN):	10,87 $\mu\text{g l}^{-1}$
Vertrauensbereich ($T_{x0} = t*s/N^{1/2}$):	2,19 $\mu\text{g l}^{-1}$
Mittelwert (x_0) mit Vertrauensbereich ($T_{x0} = t*s/N^{1/2}$):	200,0 \pm 2,2 $\mu\text{g l}^{-1}$

Das Analysenergebnis (Mittelwert mit Vertrauensbereich) ist $200,0 \pm 2,2 \mu\text{g l}^{-1}$. Dieser kleine Vertrauensbereich drückt die Güte der Methode aus. Sie zeigt die gute Stabilität des Systems über 7 Monate, zumal in dieser Zeit mit der FIA nicht nur Gesamtphosphor gemessen wurde, sondern das System auch umgebaut wurde, um Gesamtstickstoff zu bestimmen.

7. Beurteilung des „Leerwertes“

Zur Kontrolle der Reagenzienblindwerte, des Zustandes des SPE-Reaktors und des gesamten Fließsystems wurden regelmäßig Leerwerte (Reinstwasser) gemessen. Aus den Leerwerten von Februar 2003 bis September 2003 wurden Verfahrenskenndaten (Tab. 4) errechnet.

Tabelle 4: Berechnung von Verfahrenskenndaten aus 48 Leerwerten.

Mittelwert des Leerwertes:	5,5 $\mu\text{g l}^{-1}$	
Minimum:	1,1 $\mu\text{g l}^{-1}$	N: 48
Maximum:	12,1 $\mu\text{g l}^{-1}$	$N^{1/2} = 6,928$
Streuung:	11,0 $\mu\text{g l}^{-1}$	$t(95\%) = 2,01$
Standardabweichung (STABN):	3,1 $\mu\text{g l}^{-1}$	
Vertrauensbereich ($T_{x0} = t*s/N^{1/2}$):	0,9 $\mu\text{g l}^{-1}$	
Mittelwert (x_0) mit Vertrauensbereich ($T_{x0} = t*s/N^{1/2}$):	5,5 \pm 0,9 $\mu\text{g l}^{-1}$	

Der Leerwert in Tab. 4 ist etwas höher als in Tab. 3, da dort auch Leerwerte des „gealterten“ SPE-Reaktors enthalten sind. Die Leerwerte steigen nicht nur mit den Reagenzienblindwerten oder dem Zustand des gesamten Schlauchsystems, sondern auch mit der Nutzungsdauer des SPE-Reaktors. Bei einem Leerwert über $10 \mu\text{g l}^{-1}$ TP ist für einen Kalibrierbereich bis $200 \mu\text{g l}^{-1}$ eine Fehlersuche angezeigt.

B. Erfahrungen bei der Durchführung der TP-Anreicherungsmethode von Dezember 2002 bis September 2003

1. Standzeit des SPE-Reaktors

Nach der Methodenbeschreibung haben die Festbettreaktoren für die Anreicherung des Phosphomolybdänblaus eine Standzeit von mindestens 150 Aufschlüssen. Nach unseren Erfahrungen und bei unserer Probenmatrix konnten sie mindestens zwei- bis viermal so lange genutzt werden (Tab. 5).

Tabelle 5: Standzeiten von SPE-Reaktoren.

Nr. des SPE-Reaktors	Anzahl der Aufschlüsse
45	340
44	690
47	470

2. Nutzungsdauer der Pumpschläuche

Das Fließsystem für die TP Anreicherungsmethode wird mit Hilfe von drei separat angesteuerten Schlauchpumpen realisiert. Die Pumpschläuche sind ca. 3 Monate einsatzfähig. Ein Drehen der Pumpschläuche erhöht ihre Lebensdauer. Eine Erhöhung der Andruckspannung mit der Nutzungsdauer der Schläuche ist nötig.

3. Durchflussprobleme

Da die Gesamtphosphorbestimmung an unfiltrierten Proben erfolgt, treten je nach Probenbeschaffenheit und Einsatzdauer der Methode Verstopfungsprobleme im System auf, die den Durchfluss durch das Schlauchsystem behindern. Aufgrund der verwendeten Schlauchdurchmesser können laut Methodenbeschreibung nur Partikel $< 50 \mu\text{m}$ das Fließsystem passieren. Durchflussprobleme entstehen nach unseren Erfahrungen an folgenden drei Stellen:

- am Übergang Probennadel - Probenschlauch
- am Ausgang des UV-Teils der Aufschlusseinheit
- am SPE-Reaktor.

Zugesetzte Abschnitte im Schlauchsystem können durch Spülen mit Wasser entgegen der Fließrichtung beseitigt werden. Die Lebensdauer des SPE-Reaktors ist meistens durch eine Erhöhung des Systemdrucks aufgrund von Partikeln auf dem EingangsfILTER des Reaktors begrenzt.

4. Erreichen der Kalibrierextinktion des Kontrollstandards

Abhängig vom Zustand des SPE-Reaktors, der Pumpschläuche, der Reagenzien usw. gab es verschiedene erreichbare Extinktionen für den Kontrollstandard, die relativ stabil sind.

Deshalb hat es sich für den Routinebetrieb als günstig erwiesen, bei den verschiedenen Extinktionen (2 max. 3) Kalibrierkurven aufzunehmen, auf die dann je nach erreichbarer Extinktion an dem jeweiligen Messtag zurückgegriffen werden kann.

Beispiel : Methode 704 ($E = 0,4871$) und Methode 706 ($E = 0,4122$) beide mit SPE-Nr.47 bei $200 \mu\text{g l}^{-1}$ TP; Beide Methoden sind identisch.

5. Leerwerte

Die Leerwerte sind Messungen einer Reinstwasserprobe. Sie sind zur Kontrolle des Zustandes des SPE-Reaktors, der Verschmutzung des Manifolds oder der Fotometerküvette sowie des Reagenzienblindwertes sehr nützlich. Die häufigste Ursache für einen zu hohen Leerwert war bei uns eine Kontamination der Reagenz 1 (molybdathaltig).

6. Allgemeine Hinweise zum Handling

→ Reinigung: Die Laborgefäße zum Ansetzen der Reagenzien sollten mit warmer 6 N HCl gereinigt und mit warmem Reinstwasser neutral gespült werden. So werden auch die Vorratsgefäße und Maßkolben für die Kalibrierung behandelt.

→ Vorbereitung der Reagenzien: Filtration der Reagenz 2 Anr. (Ascorbinsäure); Entgasung aller anderen Reagenzien außer Reagenz B Anr. im Ultraschallbad (Degas-Funktion). (Die Reagenz B ist methanolhaltig. Durch Entgasung würde Methanol in die Gasphase übergehen.)

→ Homogenisierung: Da bei Nutzung der FIA mit internem Probengeber kein Rühren der Probe vor dem Messen möglich ist, werden die Proben vor dem Messen 10 min im Ultraschallbad mit maximaler Leistung (720 W) homogenisiert und höchstens 45 min vor der Messung in das Probegefäß eingefüllt, um die Sedimentation zu minimieren.

→ Probenlagerung: Proben, die nicht sofort untersucht werden können, werden nach einer Ansäuerung nach DEV 1976-2004: DIN 11, EN 1189, 1996 eingefroren. Das hat sich als günstig erwiesen, da bei dunkler und kühler Lagerung von angesäuerten Proben gelegentlich die Bildung von Agglomeraten und sogar Pilzwachstum beobachtet wurde, was wiederum Durchflussprobleme im Fließsystem hervorruft.

7. Zeitlicher Aufwand

Bis 2001 wurde für die Gesamtphosphoranalyse von Gewässerproben ein gemeinsamer Aufschluss von TP und TN in der Mikrowelle (Lippert 1999) und eine anschließende Messung mit der SFA (Segmented Flow Analysis der Fa. Perstorp Analytical) genutzt. Seit Dezember 2002 wurde die FIA-Methode „TP mit Anreicherung“ der Firma MLE angewendet. Dadurch konnte eine Verdreifachung des Probendurchsatzes erreicht werden, wobei dafür die beiden Methoden „TP mit Anreicherung“ sowie „TN“ mit integriertem Aufschluss betrachtet wurden (inklusive Vor- und Nachbereitung). Das trifft für den genutzten Messbereich von 10 bis $200 \mu\text{g l}^{-1}$ zu. Bei höheren Messbereichen sind die Analysenzeiten deutlich kürzer.

Mikrowelle und SFA: ca. 6 TP + TN - Bestimmungen pro Arbeitstag

FIA mit Aufschluss: ca. 18 TP + TN - Bestimmungen pro Arbeitstag

Schlussfolgerung/ Ausblick

Die Ablösung des gemeinsamen Aufschlusses von TP und TN in der Mikrowelle und Messung mit der SFA durch die FIA-Methoden mit integriertem Aufschluss haben sich bezüglich der Analyse unserer Gewässerproben sowohl qualitativ als auch quantitativ bewährt. Für zukünftige Untersuchungen ist eine Prüfung der Nutzung der TP Anreicherungsmethode im Bereich $< 10 \mu\text{g l}^{-1}$ vorgesehen.

Danksagung

Die Untersuchungen erfolgten mit methodischer und technischer Unterstützung der Firmen MLE und HLS. Die Laborarbeiten wurden durch Frau Tina Hanke unterstützt.

Glossar

Wiederfindungsrate

Zur Richtigkeitskontrolle einer erstellten Kalibrierung werden Wiederfindungsmessungen durchgeführt. Die Wiederfindungsrate ist die prozentuale Angabe der Konzentration der zu bestimmenden Substanz.

Bestimmungsgrenze

Als Bestimmungsgrenze wird die kleinste, nach einer gegebenen Arbeitsvorschrift in einer Probe quantitativ bestimmbare Menge, die sich noch signifikant von Null unterscheidet, bezeichnet.

Nachweisgrenze

Die Nachweisgrenze ist der kleinste Rohmesswert, der sicher aus dem Störpegel der Blindwerte herausragt.

Verschleppung bei Fließinjektionsanalysen

Durch nicht kontrollierte Dispersion, zu hoher Analytkonzentration oder ungenügender Spülzeit überlagert ein Teil der vorangegangenen Analyse die darauffolgende und verfälscht den Messwert.

Literatur

- MLE GmbH Dresden, 2002. Bestimmung von o-Phosphat-P und Gesamtphosphor mit Festphasenanreicherung FIA-LAB II (Arbeitsanleitung).
- Deneke, R., 1997. Trophieklassifikation (LAWA-Entwurf) und Trophieentwicklung in 12 Seen des Scharmützelseegebietes 1994-1997. In: R. Deneke & B. Nixdorf (Hsg.), Gewässerreport (III). BTU Cottbus. Aktuelle Reihe 5/97: 49-59.
- DEV, 1976-2004. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser, Abwasser- und Schlammuntersuchung. VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim.
- EU (Europäische Union), 2000. Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie). Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327: 72 S.

- Heckemann, H. J., 2000. Highly sensitive flow analysis determination of orthophosphate using solid phase enrichment of phosphomolybdenum blue without need for organic solvents in elution. In: *Anal. Chim. Acta* 410, 177-184.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (Hrsg.), 1999. *Gewässerbewertung - stehende Gewässer*. Kulturbuch-Verlag, Berlin: 74 S.
- Lippert, G., 1999. Gemeinsamer Aufschluss für die Gesamtphosphor- und Gesamtstickstoff-Bestimmung in Gewässern des Scharmützelseegebietes. In: M. Kapfer & B. Nixdorf (Hsg.), *Gewässerreport (Nr. 5)*. BTU Cottbus. Aktuelle Reihe 1/99: 4-13.
- Rauscher, K., Voigt, J., Wilke, I., Wilke, K.-Th., 1972. *Chemische Tabellen und Rechentafeln für die analytische Praxis*, VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, Leipzig.
- Rücker, J., 2004. 10 Jahre Gewässeruntersuchung im Scharmützelseegebiet – Trophie- und Phytoplanktonentwicklung 1994 bis 2003. In J. Rücker & B. Nixdorf (Hrsg.), *Gewässerreport Nr. 8*. BTU Cottbus. Aktuelle Reihe 3/04: 7-24.
- Rücker, J., Nixdorf, B., Deneke, R., Kleeberg, A., Mischke, U., 2003. Reaktionen von Seen im Scharmützelseegebiet auf die Reduzierung der externen Belastung. *Wasser & Boden* 55 (4): 4-10.
- Wauer, G., Heckemann, H. J., Lippert, G., Koschel, R., 2003. Bestimmung von Gesamtphosphor und Aluminium. In: *GIT Labor-Fachzeitschrift* 8/2003: 798-801.

Datenbank stehender Gewässer in Deutschland Beschreibung und deren Anwendungen

Mike Hemm¹ & Klaus D. Jöhnk²

¹ Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Forschungsstelle
Bad Saarow, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow, e-mail: m.hemm@limno-tu-cottbus.de

² University of Amsterdam, FNWI/IBED, Aquatic Microbiology, Nieuwe Achtergracht 127, NL-1018
WS Amsterdam, The Netherlands, e-mail: kjohnk@science.uva.nl

*Key words: Limnologische Datenbank, Standgewässer Deutschlands, Morphologie,
hydromorphometrische Daten, Statistik*

Abstract

In this article a database of limnological lake data, which has been developed at the Chair of Freshwater Conservation of the Brandenburg University of Technology (BTU) Cottbus, is introduced. In addition to the description of the basic structure of the database and the parameters included, the possibilities of extraction of data for statistical analysis are presented.

As examples for statistical analysis the geographic distribution of German lakes, area- and volume-distribution, and the fractal scaling of lake-density in relation to lake-areas are discussed. An additional example shows the possibility of the representation of space-time development of physical and chemical variables based on the data collected in the database. Further examples for the usage of the collected data as the presentation of space-time development of physical and chemical variables, the relations between data of lake morphometry and trophy or the search for lakes with the potential to form a deep chlorophyll maximum are shown.

Kurzfassung

In diesem Beitrag wird die am Lehrstuhl Gewässerschutz der Brandenburgischen Technischen Universität (BTU) Cottbus entwickelte Datenbank limnologischer Seendaten vorgestellt. Neben der grundsätzlichen Struktur der Datenbank und der erfassten Parameter werden auch Möglichkeiten der Bereitstellung von Daten für entsprechende Auswertungen aufgezeigt.

Als Beispiele zur Nutzung der Datenbank wird die geographische Verteilung deutscher Seen, deren Flächen- und Volumen-Verteilung sowie das fraktale Skalierungsverhalten der Seendichte bezüglich der Seen-Flächen vorgestellt. Weitere Beispiele zeigen die Möglichkeit der Darstellung raumzeitlicher Entwicklungen physiko-chemischer Größen oder die Zusammenhänge zwischen morphometrischen und trophischen Parametern oder das Auffinden von potentiellen Tiefenchlorophyllmaxima mit Hilfe der in der Datenbank zusammengeführten Datenbestände.

Einleitung

Schon Forel (1901) definierte Standgewässer als „allseitig umschlossene Wasseransammlung in einer Vertiefung der Erdoberfläche“. Zu diesen Standgewässern werden Seen gezählt, die sich aufgrund ihrer Wasseraufenthaltszeit von Fließgewässern unterscheiden. Seen können durchflossen sein, jedoch werden diese nur dann als Standgewässer betrachtet, wenn eine theoretische Aufenthaltszeit von 3 Tagen nicht unterschritten wird (Mathes et al. 2002).

Der hydrologisch-limnologische Zustand von Gewässern hängt neben den trophischen Gegebenheiten auch von einer Vielzahl geomorphologischer Faktoren ab (z.B. Wetzel 1983, Schwoerbel 1993). Während biologische Parameter über eine große Bandbreite hinweg variieren, können morphometrische Parameter als statisch angenommen werden (mit Ausnahme von neu entstehenden Tagebauseen oder hydraulisch stark fluktuierenden Stauseen). Mit ihnen ist eine Klassifizierung von Seen nach morphometrischen Größen möglich. Gemäß der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL, EU 2000) kann eine Typisierung von Seen u.a. mit solchen Größen wie Seefläche, maximale Tiefe oder Uferentwicklung vorgenommen werden.

In verschiedenen Projekten wurde umfangreiches Datenmaterial zu natürlichen und künstlichen Standgewässern in Deutschland zusammengetragen (Grünewald et al. 2001, Nixdorf & Hemm 2001, Nixdorf et al. 2004). Alle durch die zuständigen Ämter und Institutionen der Bundesländer zur Verfügung gestellten Daten, Parameter und Informationen wurden in der limnologischen Datenbank (DB) gesammelt. Um die Vielzahl heterogener Daten für wissenschaftliche Recherchen und Wasserwirtschaftsämter aufzubereiten, wurde eine Datenbankstruktur in MS Access (Microsoft 1999) entwickelt. Ziel der DB-Entwicklung war, das Bereitstellen von Daten schnell und effektiv zu gestalten. Es sind effiziente Abfragen bezüglich diverser morphometrischer aber auch limnologischer Größen möglich. Statistische Analysen der gesammelten Daten können die Zusammenhänge zwischen morphometrischen Parametern, Trophiegrößen etc. aufzeigen. Der Datenbestand macht es auch möglich, das allgemeine Skalierungsverhalten der deutschen Seen zu betrachten (siehe hierzu Hemm, Jöhnk, Ostendorp, in Vorbereitung).

In diesem Beitrag werden die in der DB erfassten Parameter und ihre Verwaltung vorgestellt und erste Ergebnisse zu den morphologischen Parametern der Standgewässer und deren Verteilung in Deutschland präsentiert. Des Weiteren werden Möglichkeiten der komplexen Auswertung aufgezeigt, die durch die gezielte Nutzung der Datenbank entstehen.

Aufbau und Inhalt der DB

Die in der DB gesammelten Daten wurden von den Landesämtern der 16 Bundesländer zur Verfügung gestellt. Da keine einheitliche Vorschrift zur Beschreibung von Seen existiert, wurden sehr unterschiedliche Informationen übermittelt. Diese wurden so weit als möglich in die DB integriert und homogenisiert.

Im Auftrag des Umweltbundesamtes wurden alle morphometrischen und tropierelevanten Daten von Seen größer 50 ha in Deutschland katalogisiert (Nixdorf et al. 2004). Daneben sind in der DB auch Daten einer Vielzahl kleinerer natürlich entstandener Seen enthalten. Die Liste kleinerer Seen ist jedoch im Gegensatz zu der Liste der größeren Seen nicht vollständig. In einem weiteren Projekt wurden Daten aller Tagebauseen Deutschlands zusammengetragen (Bearbeitungsstand vom Dezember 2003; Grünewald et al. 2001, Nixdorf & Hemm 2001, Hemm & Nixdorf 2001).

Eine Klassifizierung der Seen in dieser Datenbank erfolgte aufgrund der Heterogenität der Daten nicht. Es wurde lediglich eine Zuordnung zu natürlichen (16 Kategorien) und künstlichen Gewässern (18 Kategorien) (Hemm et al. 2002). Diese basiert allein auf den durch die Kollegen aus den staatlichen Überwachungsbehörden in den Bundesländern zur Verfügung gestellten Informationen sowie auf den Ergebnissen eigener Recherchen zu den jeweiligen Seen. Damit soll die Vielfalt der gemeldeten Gewässerkörper nach Entstehungs- oder Nutzungsart veranschaulicht werden. Diese Auflistung zeigt aber auch anhand einiger Widersprüche bei der Zuordnung die Notwendigkeit einer Systematisierung der Standgewässer nach einheitlichen Kriterien in Deutschland auf.

Um eine allgemeine Zugänglichkeit zu den Daten zu gewährleisten, wurde die Datenbank mit MS-Access (Microsoft 1999) verwirklicht. Dieses Datenbanksystem ist sehr weit verbreitet und kompatibel mit SQL (standard query language). Zudem lassen sich Teilaspekte (Tabellen) der Datenbank in die ebenso weitverbreitete Tabellenkalkulation MS-Excel oder auch als textbasierte Dateien exportieren.

In der folgenden Abbildung 1 ist die Struktur der DB mit allen erfassten Parametern und deren Verknüpfungen dargestellt. Zusammengehörige Parameter sind in Tabellen zusammengefasst. Die DB gliedert sich in zwei Hauptbereiche. Der erste Hauptteil umfasst die in Tab 1 aufgelisteten Informationen, die Stammdaten zu jedem See. Diese sind in der Haupttabelle mit „TAB1_Gewässer“ gekennzeichnet (siehe Abb. 1, links). In diesen Tabellen sind die Informationen enthalten, die für das jeweilige gesamte Standgewässer zutreffen, unabhängig davon, ob das Gewässer gegliedert ist oder Teilbereiche aufweist.

Tabelle 1: Übersicht der Stammdaten der Seen mit entsprechender Tabellenzugehörigkeit.

Tabellenname	Tabelleninhalt
TAB1_Gewässer	Stammdaten zu dem Gewässer
tab1_Einzugsgebiet	Verbale Einzugsgebietsdaten (Größe, Nutzung, Altlasten)
tab1_Geschichte	Entstehungsjahr
tab1_Hydrologie	Zu- und Abflüsse, Durchflussmengen
tab1_Klima	langjährige Mittelwerte von Niederschlag und Temperatur
tab1_restliche Infos	Alle nicht einzuordnenden Informationen
tab1_topographische und bathymetrische Karte	Topographische und batymetrische Karte

Da Standgewässer mehrere Seebecken mit eigenen morphometrischen Angaben und Probenahmestellen aufweisen können, werden die Seebecken und die Probenahmestellen in der Tabelle „TAB2_Gewässerprobestellen“ erfasst (vgl. Tab. 2 und Abb. 1, rechts von der Tabelle „TAB1_Gewässer“). In den nachfolgenden Tabellen werden die morphometrischen Daten und die nicht statischen Informationen wie die biologischen, chemischen und physikalischen Daten erfasst (Abb. 1, rechts, Tab. 2). Hier erfolgt die Gliederung so, dass jede Probenahme mit Datum und auch entsprechender Probenahmestelle auf dem Gewässer festgehalten wird (Abb. 1, Tabelle „tab2_interne Probennummer Wasser mit allgemeinen Daten“). Eine weitere Besonderheit ist, dass auch Tiefenprofile der physiko-chemischen Parameter, des Chlorophyll a und der Lichtintensitäten enthalten sind.

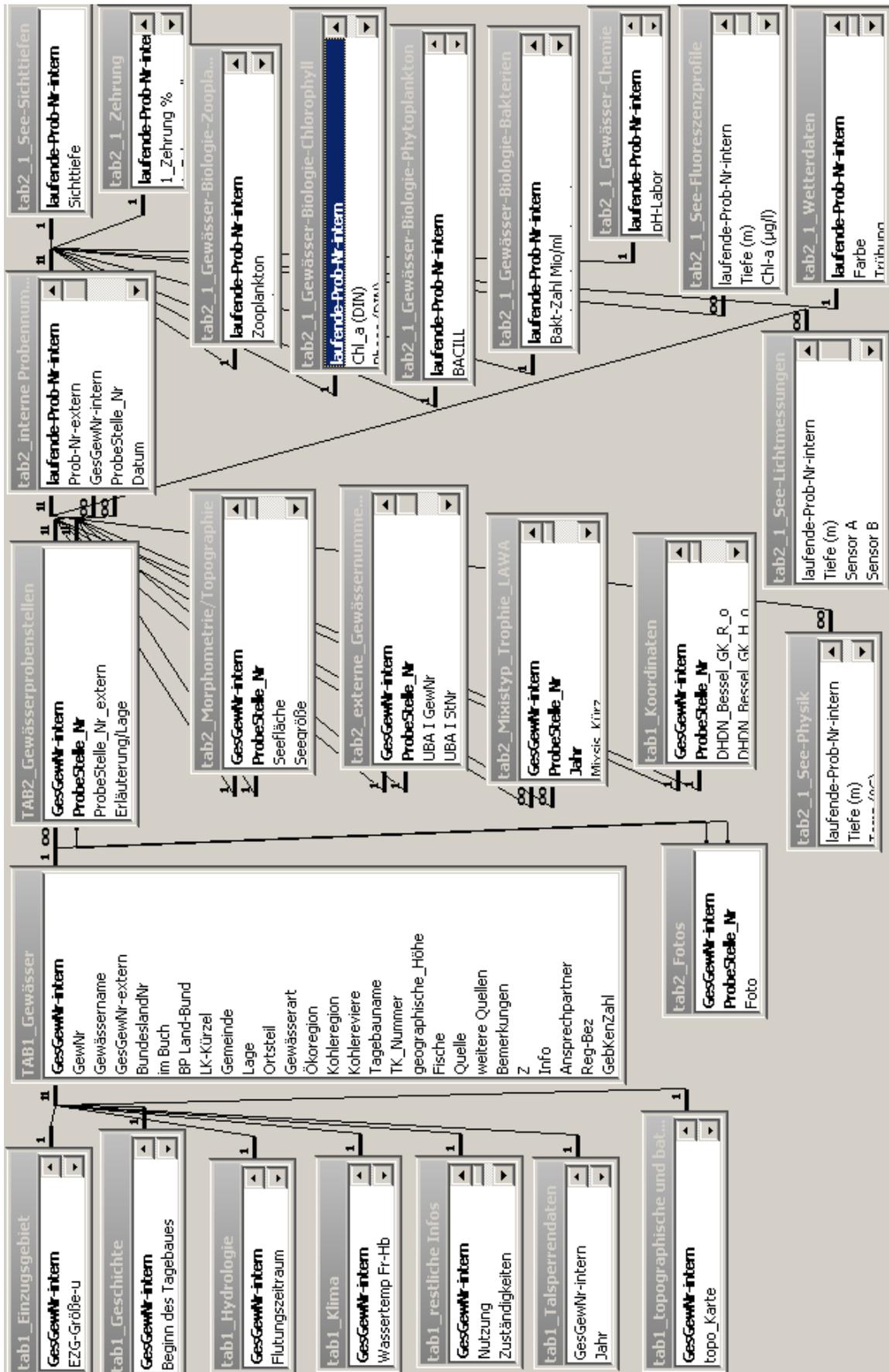


Abbildung 1: Tabellenstruktur und Verknüpfungen der Standgewässer Datenbank.

Tabelle 2: Inhalt einiger ausgewählter Tabellen in der DB mit statischen und nichtstatischen Daten.

Tabellenname	Tabelleninhalt
TAB2_Gewässerprobenstellen	Stammtabelle der Gewässerprobestellen
tab2_Morphometrie/Topographie	Morphometrische & topographische Daten, einschließlich Aufenthaltszeiten
tab2_externe_Gewässernummern-UBA-BS-CB	Mitführung fremder Gewässernummern, z.B. vom UBA
tab2_Mixistyp_Trophie_LAWA	Mixistypen, Trophieindex,
tab1_Koordinaten	Koordinaten der Gewässerprobenahmestellen
tab2_interne Probennummer Wasser mit allgemeinen Daten	Zuordnung einer Probennummer zu jeder entnommenen Gewässerprobe
tab2_1_Gewässer-Chemie	Alle chemischen Parameter
tab2_1_Gewässer-Biologie-Chlorophyll	Chlorophyll a Konzentration nach DIN
tab2_1_Gewässer-Biologie-Phytoplankton	Algenklassen
tab2_1_See-Physik	Tiefenprofile der physikalischen Parameter
tab2_1_See-Fluoreszenzprofile	Tiefenprofile der Chlorophyll a Fluoreszenz

Ein weiterer wichtiger Schritt ist die Einbindung der Daten in ein geographisches Informationssystem (GIS). Dies wurde mit ArcView von ESRI realisiert (ESRI 1999). Die Angabe der See-Koordinaten in der DB ermöglicht, die Gewässer als Punktdaten im GIS darzustellen. Es ist weiterhin möglich, diese Daten mit anderen GIS Daten zu verschneiden und somit Zusammenhänge z.B. zur Topographie, Einzugsgebieten, Größe, Hydrologie und Landnutzung zu erkennen.

Ergebnisse

Datenbestand

Der Datenbestand in der DB ist sehr heterogen. Es wurden insgesamt 12.271 Gewässer erfasst. Davon sind 12.201 Standgewässer. Die übrigen sind Fließgewässer bzw. noch aktive Tagebaue, aus denen später Seen entstehen werden. Vollständig erfasst wurden die Braunkohlentagebauseen und alle natürlichen und künstlichen Standgewässer ≥ 50 ha, einschließlich Tagebauseen und Talsperren. Die Zahl der Braunkohlentagebauseen in Deutschland beträgt 575 (Bearbeitungsstand vom Dezember 2003). Insgesamt gibt es in Deutschland 969 natürliche und künstliche Standgewässer ≥ 50 ha (einschließlich Tagebauseen und Talsperren).

Am häufigsten sind morphometrische Daten in der DB enthalten. In der folgenden Tabelle ist die Anzahl der vorhandenen Daten zu den Parametern aufgelistet. Es wird ersichtlich, dass von 97,1 % der Gewässer die Seefläche bekannt ist, aber nur von 3,4 % die Wassererneuerungszeit.

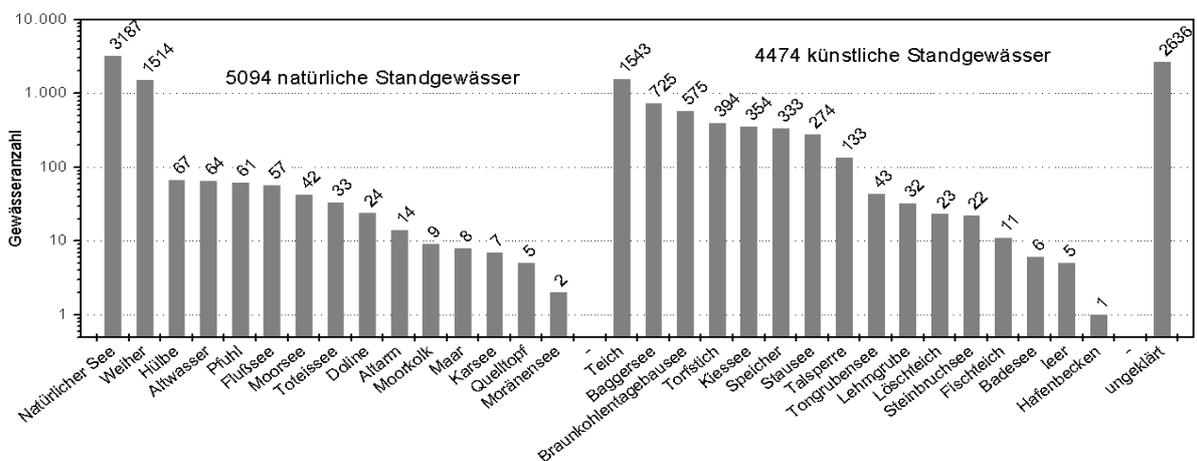
Tabelle 3: Die Anzahl der vorhandenen Daten zu den wichtigsten morphologischen Parametern und deren prozentualer Anteil an der Gesamtanzahl der erfassten Gewässer.

Parameter	Anzahl	Prozentualer Anteil an der Gesamtanzahl der erfassten Gewässer
Seefläche	11912	97,1 %
maximale Tiefe	3305	26,9 %
Uferlänge	3231	26,3 %
Maximale Länge & Breite	2980	24,3 %
Volumen	2653	21,6 %
Einzugsgebiet	1647	13,4 %
effektive Länge & Breite	1313	10,7 %
Mittlere Erneuerungszeit	413	3,4 %

Der prozentuale Anteil der Trophieparameter an der Gesamtanzahl der erfassten Gewässer liegt zwischen 2,3 und 2,6 %. Es sind also deutlich weniger Daten zur Trophie als zur Morphometrie vorhanden. Die Anzahl weiterer chemischer und biologischer Parameter ist noch weitaus geringer. Zooplanktondaten sind zum Beispiel gar keine in der DB. Die Anzahl der Einzeldaten zu nichtstatischen Parametern steigt jedoch mit der zunehmenden Größe der Gewässer, da diese Gewässer aufgrund ihrer Bedeutung häufiger untersucht worden sind.

Seenhäufigkeit und –verteilung in Deutschland

Wie viele Seen es in Deutschland gibt, ist bislang trotz intensiver Recherchen nicht genau bekannt. Ihre Anzahl steigt mit geringer werdender Seefläche stark an. Schätzungen gehen davon aus, dass es ca. 15.000 bis 20.000 Seen größer 1 ha in Deutschland gibt. Eine recht genaue Abschätzung kann mit Hilfe der Datenbank und dem generellen Skalierungsverhalten angegeben werden (siehe unten). Abbildung 2 zeigt die Anzahl der erfassten Standgewässer, unterteilt in natürliche und künstliche Seen. Aufgrund fehlender Informationen ist von 21,6 % der Gewässer der Gewässertyp noch ungeklärt. Die Recherchen sind in jedoch noch nicht abgeschlossen und die DB wird ständig erweitert.

**Abbildung 2:** Anzahl der bislang erfassten Standgewässer geordnet nach gemeldeten Gewässertypen (n = 32) (Stand August, 2004).

Unter Berücksichtigung aller erfassten Standgewässer weisen die Bundesländer Brandenburg, Baden-Württemberg und Mecklenburg-Vorpommern die meisten Gewässer auf (Abb. 3). Werden nur die Standgewässer größer 50 ha betrachtet, sind dies die Bundesländer Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und der Freistaat Bayern (Abb.4).

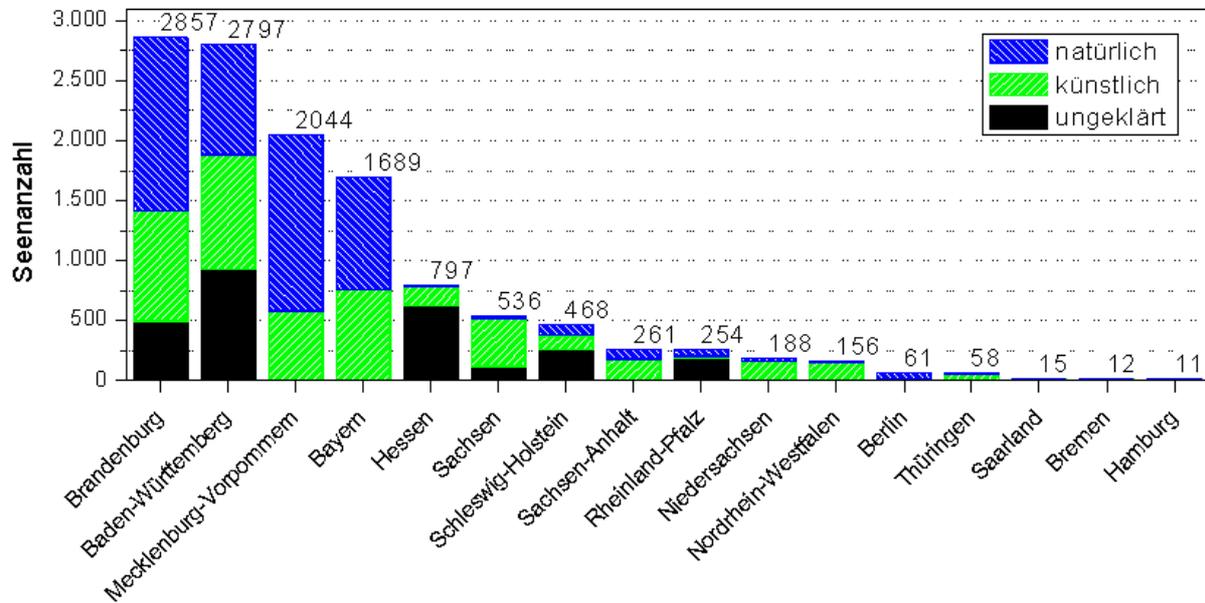


Abbildung 3: Anzahl aller bislang in Deutschland erfassten Standgewässer je Bundesland.

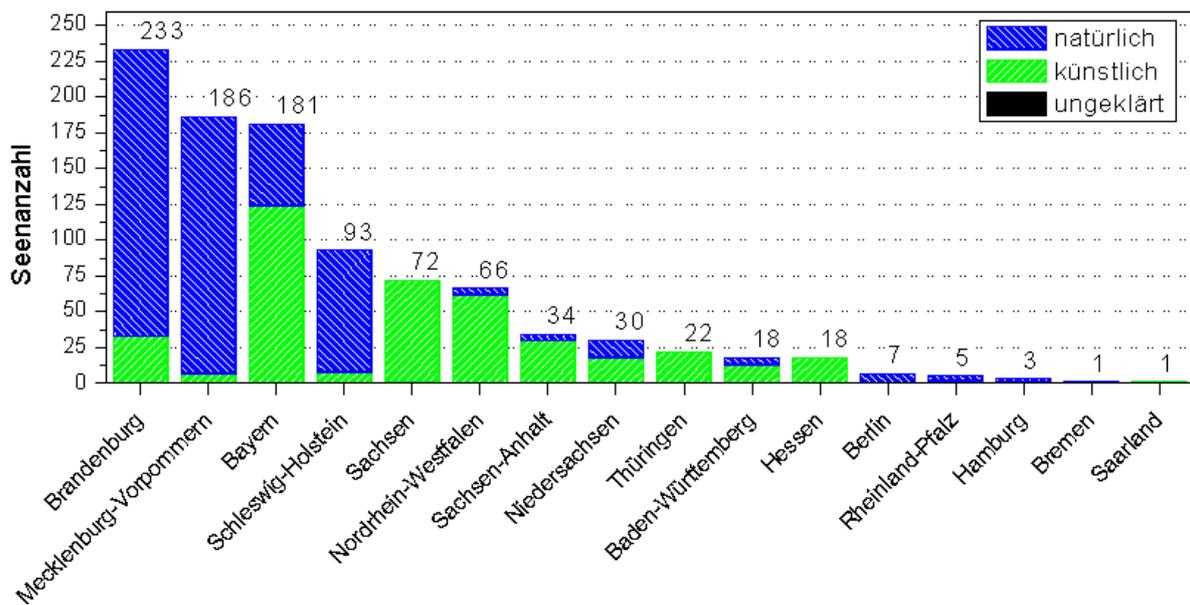


Abbildung 4: Verteilung aller Standgewässer ≥ 50 ha Deutschlands auf die Bundesländer.

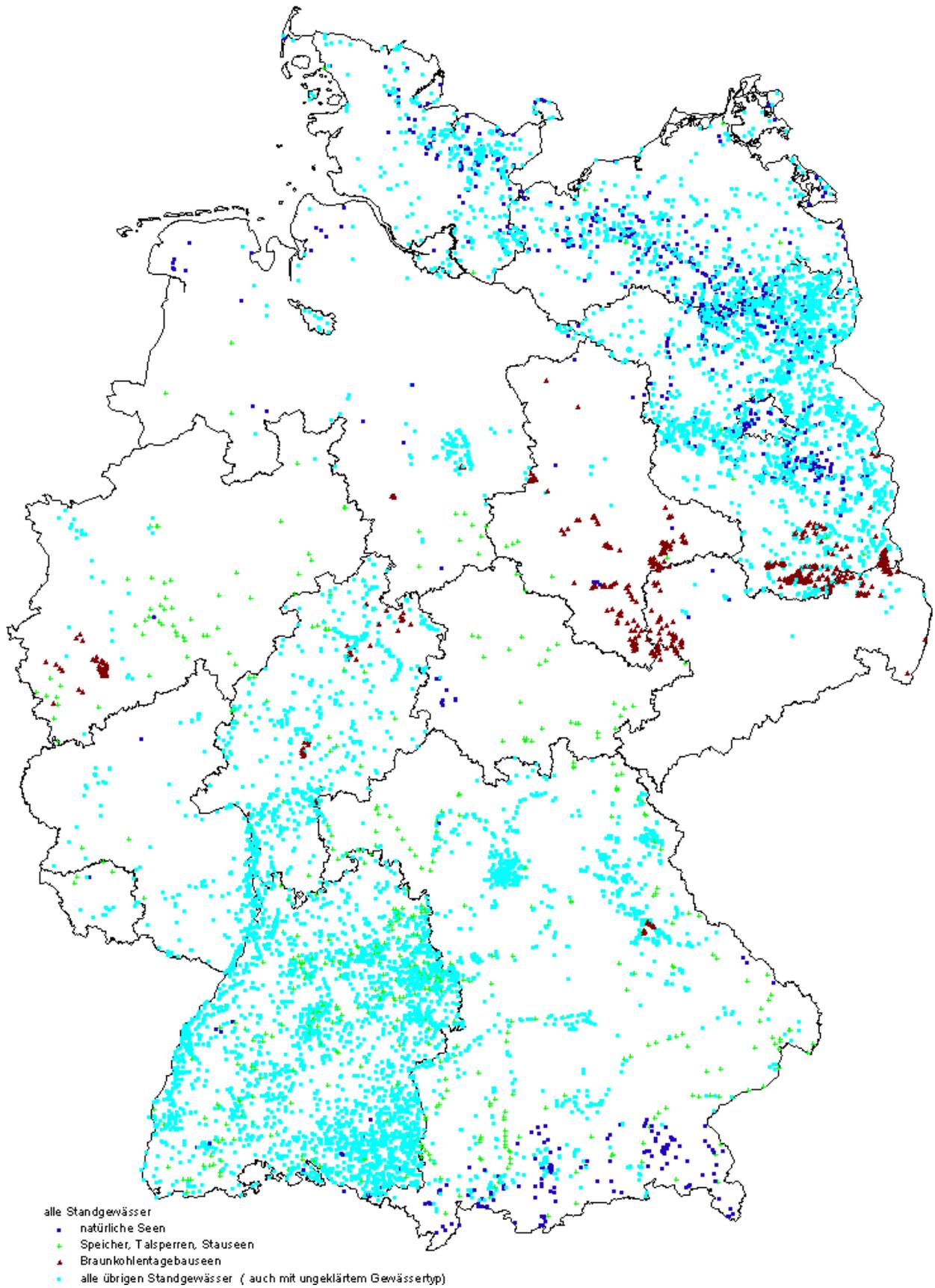


Abbildung 5: Verteilung aller bislang erfassten Standgewässer Deutschlands in der DB.

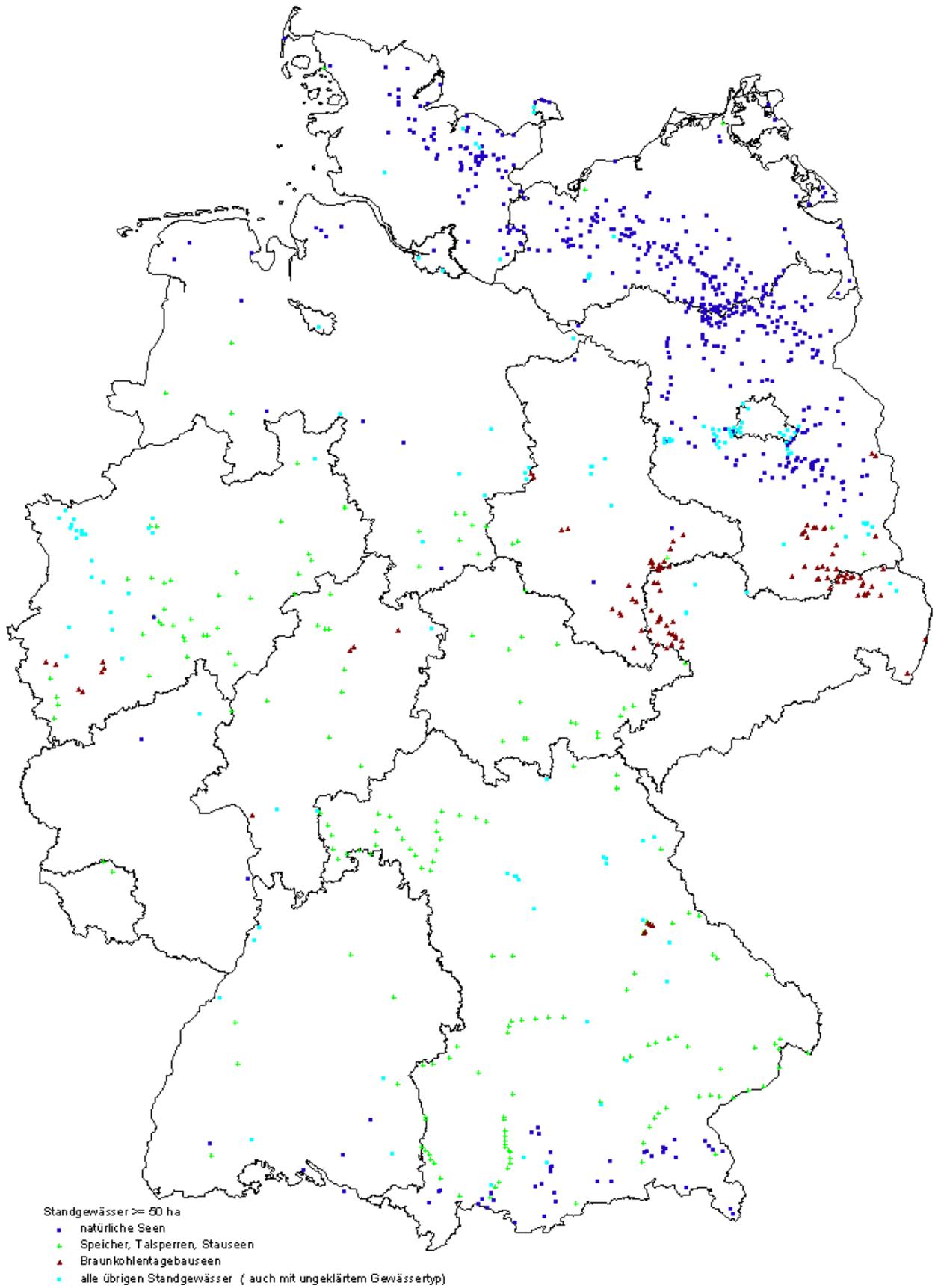


Abbildung 6: Verteilung der bislang erfassten Standgewässer Deutschlands ≥ 50 ha.

Die Darstellung der geographischen Verteilung der Seen in Deutschland ist durch die GIS-Anbindung der DB möglich. In Abbildung 5 ist eine Übersicht über die bislang erfassten und im GIS dargestellten Seen in Deutschland abgebildet.

Die Standgewässer werden in natürliche Seen, Speicher & Talsperren, Braunkohlentagebauseen und allen übrigen Standgewässer unterschieden. Deutlich ist die Konzentration der Seen glazialen Ursprungs in der norddeutschen Tiefebene sowie im Alpenvorland und in den Alpen zu sehen. Diese Seen sind nach Anzahl und Größe die weitaus dominierenden Standgewässer in Deutschland. Ebenso kann erkannt werden, dass die meisten Braunkohlentagebauseen in Brandenburg, Sachsen-Anhalt, Sachsen und Nordrhein-Westfalen liegen. Dagegen befindet sich die größte Anzahl der Speicher und Talsperren in Bayern und Baden-Württemberg. Dies spiegelt sich auch in der Abbildung 6 wider, in der nur die Standgewässer ≥ 50 ha dargestellt sind. Es ist aber auch die Unvollständigkeit der erfassten Seen kleiner 50 ha zu beobachten. Dazu vergleiche man die hohe Seendichte in Baden-Württemberg mit derjenigen des angrenzenden Bayerns (Abb. 5).

In Abbildung 7 sind die absoluten Häufigkeiten der Standgewässer in verschiedenen Größenklassen ab ≥ 50 ha und den Seentypen natürlicher See, Speicher und Talsperren, Braunkohlentagebauseen sowie alle übrigen Standgewässer zusammengefasst. Es wird ersichtlich, dass die größte Häufigkeit in der Größenklasse $>100 - 500$ ha in den drei definierten Gewässertypen auftritt, und dass in den weiteren Größenklassen die Häufigkeit deutlich geringer ist. Der Anteil der künstlichen Seen an der Gesamtzahl der Seen in den einzelnen Größenklassen zwischen 50 und 5000 ha liegt zwischen 70 und 120 %.

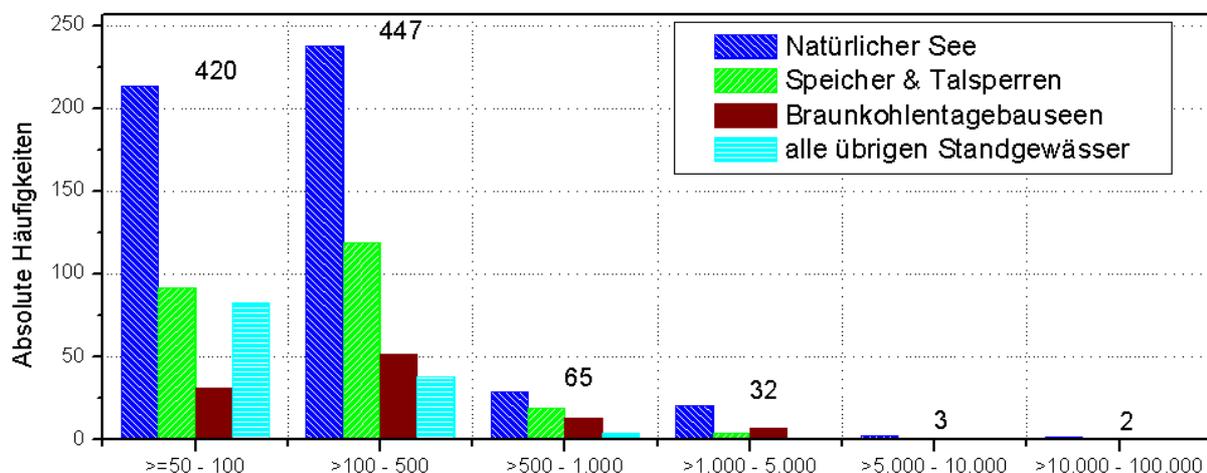


Abbildung 7: Absolute Häufigkeiten der Gewässertypen Speicher & Talsperren, Natürliche Seen, Braunkohlentagebauseen und alle übrigen Standgewässer nach Flächen ≥ 50 ha mit der Gesamtanzahl der Gewässer je Größenklasse.

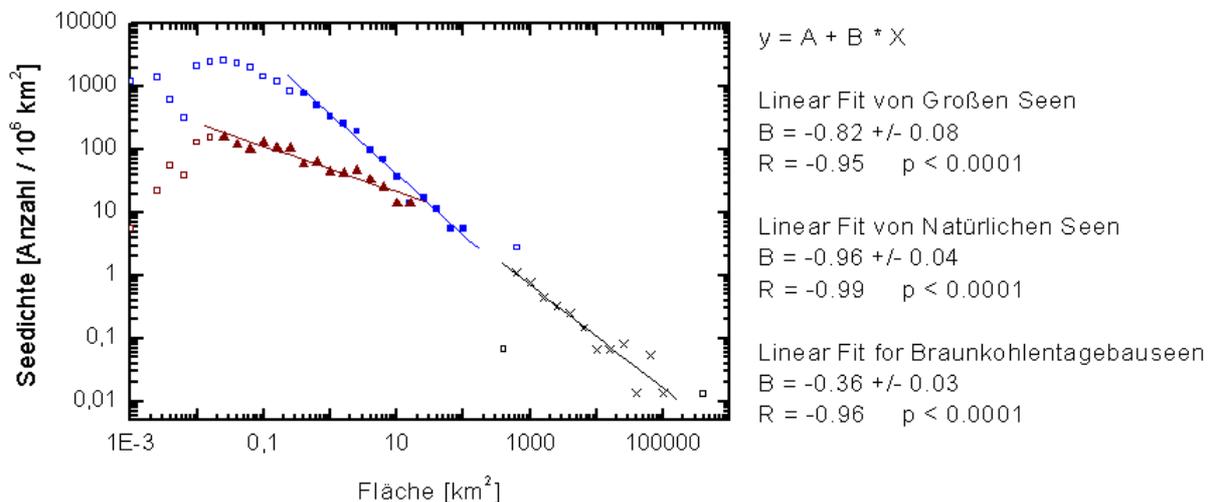
Skalenverhalten

Die Verteilung von Seen auf der Erde hängt eng mit deren Fläche zusammen. So ist z. B. die Anzahl der 500 größten Seen bezogen auf die betrachtete Landoberfläche der Erde invers proportional zur Seefläche (Herdendorff 1990, Meybeck 1995). Dieser Exponent von nahezu -1 deutet auf eine fraktale Selbstähnlichkeit hin, wie sie häufig in morphologischen Zusammenhängen (und auch biologischen Größenabhängigkeiten) in der Natur vorkommen. Das klassische Beispiel ist die Länge der Küste Britanniens (z.B. Mandelbrot 1987). Verschiedene Seentypen zeigen leichte Abweichungen zu diesem Verhalten (Meybeck 1995).

Jedoch gilt diese Beziehung für die natürlichen Seen Deutschlands. Die Tagebauseen zeigen ein deutlich anderes Skalenverhalten (siehe Abb. 8). Für die natürlichen Seen in Deutschland gilt näherungsweise der Zusammenhang:

$$\log(\rho_0) = 2,546 - 0,957 \cdot \log(A_0)$$

wobei $A_0 = 357.000 \text{ km}^2$ für die Fläche Deutschlands zu setzen ist und ρ_0 die Anzahl der Seen pro Millionen Quadratkilometer ist, welche in eine Größenklasse $A \cdot [10^{-0,2}, 10^{+0,2}]$ fallen. Aus dem Skalenverhalten lässt sich z.B. abschätzen, dass es etwa 30.000 Seen mit einer Fläche größer 1 ha in Deutschland gibt. Mit dieser Skalierungsfunktion lassen sich auch limnologisch wichtige Größen wie die Uferlänge oder die Litoralfläche bestimmter See-Größenklassen oder aller Seen in Deutschland bestimmen. Eine detaillierte Darstellung des Skalierungsverhaltens deutscher Seen auf Basis der vorliegenden DB wird zur Zeit ausgearbeitet (Hemm, Jöhnk & Ostendorp in Vorbereitung). Für europäische Seen wird eine solche Darstellung in Kürze ebenfalls erhältlich sein (Jöhnk, Ostendorp & Hemm in Vorbereitung).



Seedichte

- × Große Seen der Welt Fläche > 500 km² N=248 (Herdendorf 1990)
 - Natürliche Seen in Deutschland Fläche > 30 ha N=835 (Hemm et al. 2002)
 - ▲ Braunkohlentagebauseen in Deutschland Fläche > 2 ha N=328 (Hemm et al. 2001)
- (Die leer umrandeten Symbole markieren die unvollständige Anzahl von Seen von gegebenen Größenklassen.)

Abbildung 8: Skaleninvarianz der Seedichte bezüglich Seeflächen für die großen Seen der Welt, natürliche Seen Deutschlands und Braunkohlentagebauseen Deutschlands.

Chemisch und physikalische Parameter

Neben den Stammdaten zu den Standgewässern sind auch chemische und physikalische Parameter in der DB enthalten. Das heißt, dass alle übermittelten Daten von einer Probenahme am jeweiligen Gewässer in die DB aufgenommen wurden. Dies trifft auch auf gemessene Tiefenprofile z. B. des pH-Wertes zu. Diese Daten können anhand von speziellen Abfragen aus der DB herausgefiltert und bearbeitet werden, so dass daraus z. B. Isoliniendarstellungen erstellt werden können. In Abbildung 9 ist exemplarisch die zeitliche Entwicklung des pH-Wertes des in Flutung befindlichen Braunkohlentagebausees Gräbendorf dargestellt. Es ist zu erkennen, wie der pH-Wert von anfangs extrem sauren Verhältnissen mit

pH-Werten um 3 aufgrund des zuströmenden Kippenwassers bis heute auf pH=6 gestiegen ist. Ebenso ist deutlich die Entstehung einer pH-Schichtung im Frühsommer zu sehen. Im Epilimnion ist der pH-Wert oft eine Ordnung größer als im Hypolimnion. Die Integration solcher multidimensionaler Daten (in Zeit und Tiefe) in die DB erlaubt eine detaillierte Untersuchung der zeitlichen Entwicklung von limnologischen Größen für Seen in Deutschland. Die DB enthält zur Zeit noch relativ wenige solcher Datensätze, soll aber in Zukunft weiter ausgebaut werden.

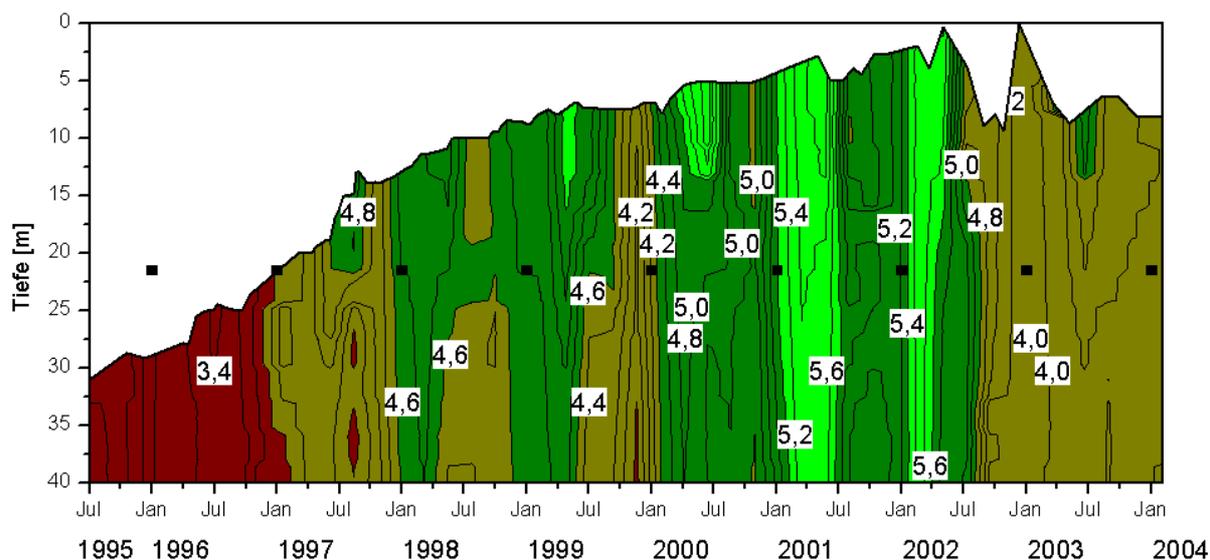


Abbildung 9: Isolinienendarstellung des pH-Wertes vom Braunkohletagebausee Gräbendorf. Man beachte den steigenden Seespiegel, welcher durch die Flutung entsteht.

Als weiteres Beispiel, wie die in der DB gespeicherten morphometrischen und trophischen Daten in Beziehung gesetzt werden können, ist in der Abbildung 10 die TP-Konzentration von natürlichen und Braunkohletagebauseen in Bezug zur Seefläche, der maximalen Tiefe und maximalen Länge dargestellt.

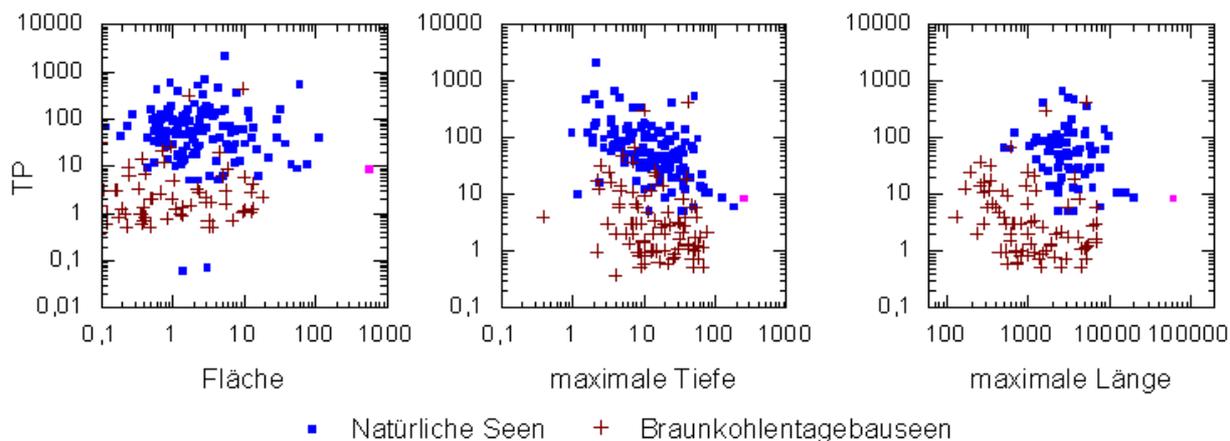


Abbildung 10: Beziehung zwischen TP [$\mu\text{g l}^{-1}$] und Seefläche [ha], maximaler Tiefe [m] und maximaler Länge [m] von Braunkohletagebauseen und natürlichen Seen ≥ 50 ha in Deutschland.

Es wird ersichtlich, dass die Braunkohlentagebauseen Cluster im niedrigen TP Bereich ausbilden. Ursache sind das Eisen- sowie Hydrogencarbonatpuffersystem, die letztlich die geologischen Verhältnisse im Untergrund widerspiegeln. Es gibt keinen linearen Zusammenhang zwischen den morphometrischen Parametern und den TP-Konzentrationen. Braunkohlentagebauseen mit einer hohen TP-Konzentration weisen im allgemeinen eine größere Fläche und größere Länge auf verglichen mit den natürlichen Seen.

Als weiteres Beispiel werden zwei Anwendungsmöglichkeit aufgezeigt, wie Gewässer ermittelt werden, in denen potentielle Tiefenchlorophyllmaxima (DCM) auftreten können. Diese Frage gewinnt an Bedeutung, weil viele ehemals eutrophe dimiktische Seen durch Gewässerschutzmaßnahmen klarer werden und sich somit das Maximum der Primärproduktion in tiefere Bereiche verlagern kann bzw. bei Vorhandensein von H₂S im Hypolimnion und guter Durchlichtung des Epilimnions sich auch photoautotrophe Schwefelbakterien entwickeln können. In der ersten Variante werden dazu die Daten aus der DB aller dimiktischen natürlichen Seen der norddeutschen Tiefebene mit Angaben zur theoretischen Epilimniontiefe (Z_{Epi}) und Sichttiefe des Referenzzustandes (ST_{Ref}) (LAWA 1999) herangezogen. Von diesen insgesamt 249 Gewässern weisen 99 eine maximale Tiefe ≥ 12 m auf, die für diese Betrachtung als Maß für stabile Sommerstagnation angenommen wird. Unter Berücksichtigung, dass sich die euphotische Zone und Meta- oder Hypolimnion überlappen (2 bis 3fache Sichttiefe),

$$2 * ST_{Ref} \geq Z_{Epi} \quad 3 * ST_{Ref} \geq Z_{Epi}$$

sind somit in 62 bzw. 92 der Gewässer bzw in 60 – 90 % DCM zu erwarten (Rücker et al. 2004).

Eine zweite Möglichkeit des Nachweises von bereits detektierten DCM in Gewässern ist die graphische Auswertung von Tiefenprofilen der Fluoreszenzmessungen in der DB (Abb. 10). In dem Feld Gewässerauswahl in der Abbildung 10 oben besteht die Möglichkeit, das Gewässer und den Probenentnommenen auszuwählen. Es wird empfohlen, in natürlichen Seen Spätsommertermine auszuwerten, um Hinweise für DCM zu erhalten. Anschließend wird das Tiefenprofil und die dazugehörige Sichttiefe abgebildet.

In der Abbildung 11 wird am Beispiel vom Braunkohlentagebausee Gräbendorf das Fluoreszenztiefenprofil vom 14.08.2000 und die dazugehörige Sichttiefe dargestellt. Dieses ist nur ein Tiefenprofil von insgesamt 622 in der DB enthaltenen.

Schlussfolgerungen/Ausblick

In diesem Beitrag wurde die Seen-Datenbank des Lehrstuhls Gewässerschutz an der BTU Cottbus vorgestellt. Der Vorteil dieser DB ist die Möglichkeit, morphometrische, trophische und topographische Daten verschneiden zu können. Über das Erstellen von Abfragen ist ein schneller Zugriff auf die Daten möglich. Die Datenkollektion bezüglich aller deutschen Seen über 50 ha und eine weitergehende Sammlung auch kleinerer Seen lässt erstmals eine statistische Analyse der Seeverteilung und des Zusammenhanges mit morphometrischen Größen zu. Weitergehende Untersuchungsansätze, die mit Hilfe der DB durchgeführt werden können, wurden kurz aufgezeigt. Für die Auswertung ist oft von Bedeutung, ob verschiedene Gewässertypen Unterschiede oder Gemeinsamkeiten aufweisen. Diese Unterschiede können mit der vorliegenden DB untersucht werden. Im Rahmen der EU-WRRL ist eine solche Zusammenführung von morphometrischen und limnologischen Seecharakteristika von großer

Bedeutung. Ein wichtiger Punkt ist auch die Verbindung der Gewässerdaten in der DB mit einem geographischen Informationssystem. Dies erfolgte über die Koordinaten zu den Standgewässern und führte zu einer Darstellung der geographischen Verteilung der Seen in Deutschland, welche deutliche Unterschiede im Verteilungsmuster aufweisen. Daneben wurde darauf hingewiesen, dass mit dieser DB das Skalierungsverhalten der deutschen Seen mathematisch dargestellt werden kann. Diese Information kann für Abschätzungen weiterer limnologisch wichtiger Größen herangezogen werden. Daneben wurde die Möglichkeit zur Ausweisung von Gewässern mit potentiellen Tiefen-Chlorophyll-Maxima aufgezeigt.

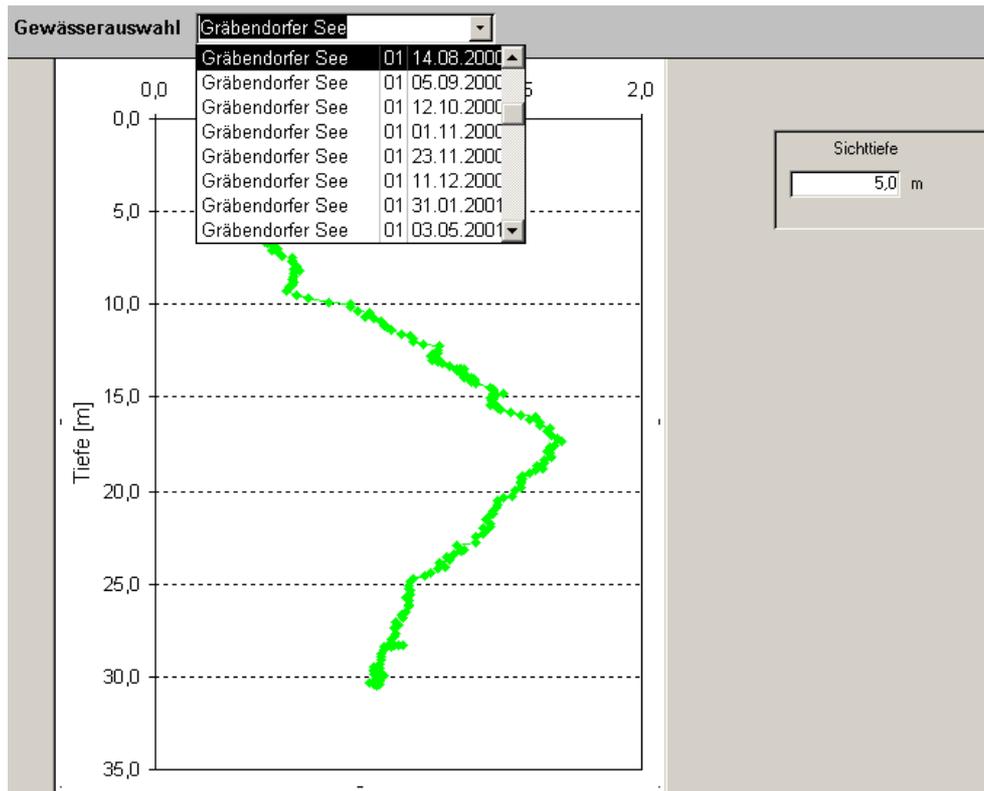


Abbildung 11: DB-Formular zur Abfrage der Fluoreszenztiefenprofile mit Angabe der Sichttiefe.

Danksagung

Die vorgestellten Daten wurden im Rahmen von drei Projekten recherchiert und für die Datenbank aufbereitet. Wir bedanken uns bei allen Personen und Institutionen, die uns die vielfältigen Daten zur Verfügung gestellt haben.

Literatur

- ESRI, 1999: ArcView Geographisches Informationssystem 3.2, Environmental Systems Research Institute Incorporation (ESRI).
- EU-WRRL, 2000: Richtlinie 2000: Wasserrahmenrichtlinie. Rat der Europäischen Union.: 1-60.

- Forel, F. A., 1901: Handbuch der Seenkunde - Allgemeine Limnologie. Verlag von J. Engelhorn. Stuttgart. 1-99.
- Grünwald, U., Stempel, P., Richter, P., Hemm, M., Nixdorf, B., Leßmann, D. & Ender, R., 2001: Gewässergüte in Tagebauseen der Lausitz - Länderbereich Brandenburg. Brandenburgische Technische Universität Cottbus, LS Hydrologie und Wasserwirtschaft.: 1-23 (unveröffentlicht).
- Hemm, M. & Nixdorf, B., 2001: Dokumentation und Informationssystem zu Braunkohlentagebauseen in Deutschland - (UBA-Projekt Nr. 29822240). Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2000: 467-471.
- Hemm, M., Hoffmann, A., Mischke, U. & Nixdorf, B., 2002: Natürliche Seen Deutschlands – Aktueller Stand zur Dokumentation, Typisierung und Bewertung anhand des Phytoplanktons. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2001: 55-60.
- Hemm, M., Jöhnk, K.D. & Ostendorp, W., in Vorbereitung: Morphometry and scaling behavior of lakes in Germany.
- Herdendorf, C.E., 1990: Distribution of the world's large lakes. In: Tilzer, M.M. & Serruya, C. (Hrsg.), Large Lakes, Springer Verlag, Berlin, 3-38.
- Mandelbrot, B.B., 1987: The Fractal Geometry of Nature. Freeman & Co.
- Mathes, J., Plambeck, G. & Schaumburg, J., 2002: Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In R. Deneke & B. Nixdorf (Hrsg.), Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland: ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite. BTUC-AR. 5/02: 15-24.
- Meybeck, M., 1995: Global distribution of lakes. In: Lerman, A., Imboden, D.M. & Gat, J.R., Physics and Chemistry of Lakes, Springer Verlag, Berlin, 1-35.
- Microsoft, 1999: Datenbanksystem von Microsoft Access 2000.
- Nixdorf, B. & Hemm, M., 2001: Tagebauseen in Deutschland - ein Überblick. Umweltbundesamt. UBA-Texte Forschungsbericht 298 22 240, UBA-FB 000146, 35/01: 1-519.
- Nixdorf, B., Hemm, M., Hoffmann, A. & Richter, P., 2004: Dokumentation von Zustand und Entwicklung der wichtigsten Seen Deutschlands. Umweltbundesamt. UBA-Texte Forschungsbericht 299 24 274, UBA-FB 000511: 1-1056.
- Rücker, J., Hemm, M. & Nixdorf, B., 2004: Die Bedeutung von Tiefen-Chlorophyll-Maxima (DCM) für die Bewertung von dimiktischen Gewässern nach der EU-WRRL. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagung in Potsdam 2004, Poster.
- Schwoerbel, J., 1993: Einführung in die Limnologie. 7. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart - Jena. 1-387.
- Wetzel, R.G. 1983. Limnology. 2nd ed. Saunders College Publishers, Philadelphia. 858 pp.

In der Aktuellen Reihe sind bisher erschienen:

- 1/93 **Edmund Brandt**, Verkehr und Umwelt, Vorüberlegungen zur Entwicklung eines Verkehrs-Umweltrechts
- 2/93 **Andreas Kossack / Klaus-Dieter Krannich**, Arbeiten unter AIX
- 3/93 **Matthias Platzeck**, Perspektiven eines wirtschaftlichen Wandels aus umweltpolitischer Sicht
- 1/94 **Dieter Todeskino / Gerhard Wiegler / Dirk Wolters**, Korrelation zwischen Bruchfestigkeit und Vitalität bei Halmen von *Phragmites australis* und Ableitung von Zielvorstellungen zum Röhrichschutz
- 2/94 **Edmund Brandt**, Überlegungen zu den Möglichkeiten und Grenzen von Interdisziplinarität - unter besonderer Berücksichtigung der Situation in der Fakultät Umweltwissenschaften
- 3/94 **Ludwig Dietzsch / Klaus Hartmann**, Untersuchung komplexer Systeme unter Nutzung eines modellgestützten Beratungssystems mit Mehrfachzielsetzung
- 4/94 **Michael Ahlheim**, On the Measurement of Economic Welfare
- 5/94 **Tagungsband zum Fachsymposium**, UMWELT und QUALITÄT
- 6/94 **Tagungsband zum Workshop**, Ökologische Leitbilder
- 7/94 **Horst Laux**, Zur Modellierung der Konversion von Erdölvakuumrückständen
- 8/94 **Thomas Peuker / Klaus Hartmann**, Mehrkriterielle Entscheidung in der chemischen Industrie
- 9/94 **Tagungsband zum Kolloquium**, Verfahrenstechnik und Umwelt, Teil I und Teil II
- 10/94 **Andreas Kossack**, Grundlagen von UNIX und vernetzten Systemen
- 11/94 **Tagungsband zum Fachgespräch**, Wasserhaushalt Lausitz - Auf dem Weg zur Überwindung seiner Fremdsteuerung durch den Braunkohlebergbau
- 12/94 **Ludwig Dietzsch / Werner Hain**, Energiewirtschaftliches Modell für die neuen Bundesländer und Berlin - Untersuchung von Reduktionsstrategien für klimarelevante Schadgase
- 1/95 **Brigitte Nixdorf / Jacline Rücker / Rainer Deneke / Paul Zippel**, Limnologische Zustandsanalyse von Standgewässern im Scharmützelseegebiet, Teil I
- 2/95 **Ulrich Smeddinck**, Zur Entwicklung des Energierechts in Deutschland - Unter besonderer Berücksichtigung des Energiewirtschaftsgesetzes und der aktuellen Reformdiskussion
- 3/95 **Andreas Metzner**, Wissenschaft in der Risikogesellschaft - eine soziologische Ortsbestimmung
- 4/95 **Michael Ahlheim**, Nutzen-Kosten-Analyse und Kontingente Evaluierung bei der Bewertung von Umweltprojekten
- 5/95 **Lutz von Grünhagen**, Die Emergenz der umweltverträglichen Persönlichkeit - Ein Essay

- 6/95 **Birgit Jenning**, Visualisierung von Umweltdaten auf AIX-Systemen
- 7/95 **Tagungsband zum Workshop**, Naturschutzziele in der Bergbaufolgelandschaft
- 8/95 **Band zur Tagung**, Naturschutz in der Bergbaufolgelandschaft Südbrandenburgs
- 1/96 **Jörg Schmuhl / Holger Müller / Klaus Hartmann**, Optimierung verfahrenstechnischer Prozesse und Systeme - Charakteristika verfahrenstechnischer Optimierungsprobleme und Werkzeuge zur nichtlinearen Optimierung verfahrenstechnischer Prozesse und Systeme
- 2/96 **Brigitte Nixdorf / Andreas Kleeberg**, Gewässerreport Scharmützelseegebiet. Limnologische Zustandsanalyse von Gewässern aus dem Scharmützelseegebiet, Teil II
- 3/96 **Klaus-Peter Knieß / Jörg Schmuhl / Klaus Hartmann / Dietrich Balzer**, Energiemanagementsysteme - Stand und Ausblick aus Sicht regionaler Versorgungsunternehmen
- 4/96 **Bodo Ahrens**, Ein Strahlungsschema für (regionale) Vorhersagemodelle
- 5/96 **Edmund Brandt / Michael Kotulla / Claus Leitzke / Susana Röckseisen / Stefan Schoeneck / Claudia Undine Schulz**, Stoffstromrecht. Ausgangslage und Entwicklungslinien
- 6/96 **Alexander V. Yazenin / Michael Wagenknecht**, Possibilistic Optimization. A measure-based approach
- 7/96 **Wolfgang Schluchter / Andreas Metzner**, Cottbuser Beiträge zur sozialwissenschaftlichen Umweltforschung
- 8/96 **Tagungsband zum Workshop**, Die Leitbildmethode als Planungsmethode
- 1/97 **Tagungsband zum DFG-Rundgespräch**, Retention von suspendiertem partikulärem organischem Material in kleinen Fließgewässern
- 2/97 **Tagungsband zum Fachgespräch Konversion 3**, Verwertungsstrategien und Renaturierung - Konsens oder Dissens bei der Liegenschaftskonversion im Land Brandenburg
- 3/97 **Ahlheim, M. / Gnauck, A. / Rentzsch, M. / Schluchter, W. / Schmidt, M. / Wiegleb, G. / Witt, W.**, Vertiefung Umweltmanagement - Konzept - Lernziele - Umsetzung -
- 4/97 **Tagungsband zum Arbeitskreistreffen "Theorie in der Ökologie"** der Gesellschaft für Ökologie, Beschreibung und Erklärung von Mustern und Prozessen auf Ökosystem- und Landschaftsebene
- 5/97 **Rainer Deneke & Brigitte Nixdorf**, Gewässerreport (Teil III): Limnologische Untersuchungen im Scharmützelseegebiet und von Tagebauseen in der Lausitz
- 1/98 **Petra Winzer**, Generic-Management-System - eine Alternative für die zukunftsorientierte Gestaltung von Unternehmen
- 2/98 **Albrecht Gnauck**, Geschiebe- und Schwebstofftransport in der Lausitzer Neiße
- 3/98 **Manfred Güsewell / Claudia Putzler / Stefan Siepmann / Christian Voss**, Thermodynamische Beiträge zur Rauchgasbehandlung
- 4/98 **Jörn Vorwald & Gerhard Wiegleb**, Beispielhafte Entwicklung von Leitbildern in der Bergbaufolgelandschaft

- 5/98 **Mechthild Schmitt & Brigitte Nixdorf**, Gewässerreport (Nr. 4): Forschungsergebnisse zur Limnologie von Gewässern im Scharmützelseegebiet und in Bergbaufolgelandschaften
- 6/98 **Ralf Wagner**, Konsistenzprüfungen von Nutzen-Kosten-Analysen mit der Kontingenten Evaluierungsmethode
- 7/98 **Gunther Heinrich / Bernhard Kromschröder / Anke Martini / Jörg Martini / Petra Winzer**, Entwicklung von innovativen Dienstleistungen zum komplexen Risikomanagement
- 1/99 **Maria Kapfer / Brigitte Nixdorf**, Gewässerreport (Nr. 5): Methoden der limnologischen Untersuchung und Bewertung von Stand- und Fließgewässern
- 2/99 **René Wilfried Scharn / Julia Thiele / Petra Winzer**, Integrierte Managementsysteme - Eine effiziente Variante zum prozeßorientierten Aufbau betrieblicher Umweltmanagementsysteme
- 3.1/99 **Jörg Martini / Karl-Heinz Eggert / Michael Lindner / Petra Winzer**, Effizientere Bauablauforganisation in Klein- und Mittelständischen Unternehmen (KMU) - Neue Formen der Arbeitsvorbereitung und Ablaufsteuerung sowie der Gruppenarbeit in KMU
- 3.2/99 **Jörg Martini / Karl-Heinz Eggert / Harald Renner / Regina Rudolph / Petra Winzer**, Effizientere Bauablauforganisation in Klein- und Mittelständischen Unternehmen (KMU) - Neue Formen der Arbeitsvorbereitung und Ablaufsteuerung sowie der Gruppenarbeit in KMU - Methodensammlung -
- 3.3/99 **Martin Rieger / Klaus Harzer / Manfred Kunstmann / Dietmar Weier / Petra Winzer**, Kooperative Netzwerke im Fertigteilebau - Vorbereitung und Durchführung von Handwerkerverbänden
- 4/99 **Joachim Reuder**, Untersuchungen zur Variabilität von Photolysefrequenzen
- 5/99 **Gerhard Wiegleb / Udo Bröring (Hrsg.)**, Implementation naturschutzfachlicher Bewertungsverfahren in Verwaltungshandeln
- 6/99 **Albrecht Gnauck (Hrsg.)**, Gewässermodellierung
- 1/00 **Michael Kaltofen**, Mehrdimensionale Simulation des Durchflußprozesses in Tagesmittelwerten unter Beachtung seiner Eigenschaften auf höheren Zeitschrittebenen und bei Niedrigwasser
- 2/00 **Andreas Reichmann**, Entwicklung und Anwendung eines REA-Systems zur Messung von VOC-Flüssen aus der bzw. in die Vegetation
- 3/00 **Lothar Knopp / Eike Albrecht / Tanja Häntsch**, Selected Conventions and Treaties on International Environmental Law
- 4.1/00 **Tagungsband zum Kolloquium**, Wasserbewirtschaftung - einzugsbereichsbezogen und integrativ - am 22. und 23. März 2000, Teil I
- 4.2/00 **Tagungsband zum Kolloquium**, Wasserbewirtschaftung - einzugsbereichsbezogen und integrativ - am 22. und 23. März 2000, Teil II
- 5/00 **Lothar Knopp / Eike Albrecht / Tanja Häntsch**, Umweltkriminalität vor dem Hintergrund des geltenden Umweltstrafrechts - Aktuelle Fragen und Entwicklungen -

- 6/00 **Contribution to the Conference** "Atmospheric Environmental Research in Change: Where Does Air Pollution Control Go?", held in Berlin, November 15 - 17, 1999
- 7/00 **Albrecht Gnauck (Hrsg.)**, Umweltforschung und Umweltinformatik
- 1/01 **Detlef Biemelt**, Bestimmung der Grundwasserneubildung auf Offenlandbereichen der Lausitzer Bergbaufolgelandschaft
- 2/01 **Sabine Wrede**, Das Flächenerwerbsprogramm in den neuen Bundesländern unter besonderer Berücksichtigung des EG-Beihilferechts
- 3/01 **Sascha Bier**, Aktuelle Entwicklungen beim Öko-Audit
- 4/01 **Nicole Rütz**, Versicherungsprodukte und Umwelthaftungsrecht - unter besonderer Berücksichtigung von Öko-Audit und ISO 14001
- 5/01 **Silke Jansen**, Die Auswirkungen des § 4 Bundes-Bodenschutzgesetz auf Grundstücks- und Unternehmenskäufe
- 6/01 **Hartwig Krumbeck / Ute Mischke (Hrsg.)**, Gewässerreport (Nr. 6): Entwicklungen der Gewässer im Scharmützelseegebiet und angewandte Probleme des Umweltschutzes
- 7/01 **Gerhard Wiegleb / Udo Bröring (Hrsg.)**, Tagungsband "Renaturierungsökologie" der Gesellschaft für Ökologie (GfÖ), Burg (Spreewald), 21. - 23. Februar 2001
- 8/01 **Lothar Knopp / Eike Albrecht / Tanja Häntsch**, Selected Conventions and Treaties on International Environmental Law (IEL), 2nd expanded and updated edition
- 9/01 **Manfred Güsewell (Hrsg.)**, Wärme- und Stofftransport in Quenchapparaten
- 10/01 **Wolfgang Schluchter / Stephan Elkins (Hrsg.)**, Klima im Wandel - Eine disziplinüberschreitende Herausforderung. Band zur Vortragsreihe des Humanökologischen Zentrums der BTU Cottbus, 2001
- 1/02 **Dirk Lühr**, Die Bodenwertabgabe als Instrument einer effizienten Flächenhaushaltspolitik
- 2/02 **Lothar Knopp / Konrad Nowacki / Sabine Wrede**, Kommunale Selbstverwaltung in Deutschland und Polen - zugleich ein Beitrag zur EU-Osterweiterung
- 3/02 **Rainer Deneke / Brigitte Nixdorf (Hrsg.)**, Gewässerreport (Nr. 7): Tagungsband zum Workshop "Biogene Alkalinitätsproduktion und Neutralisierung als ergänzende Strategie für die Restaurierung von extrem sauren Tagebauseen", 11. - 12. März 2002 an der BTU Cottbus
- 4/02 **Oliver Bens / Reinhard F. Hüttl (Hrsg.)**, Bodengeographische Studien stark veränderter Standorte - Monitoring, Modellierung und Bewertung
- 5/02 **Rainer Deneke / Brigitte Nixdorf (Hrsg.)**, Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite
- 6/02 **Anke Heinze**, Entsorgungsrelevante Entwicklungen in der Abfallwirtschaft am Beispiel der Unternehmensgruppe Becker (Teil I)

- 7/02 **Detlev Sprung**, Aufbau und Anwendung eines mittels chemischer Ionisation unter Atmosphärendruck arbeitenden Quadrupol Massenspektrometers (AP-CIMS) für schnelle Spurengasmessungen
- 8/02 **Dieter Wallschläger / Jadranka Mrzljak / Gerhard Wiegler (Hrsg.)**, Offenland und Sukzession - Open Landscapes and Succession. Tagungsband zum Symposium 6 der 32. Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie in Cottbus vom 16. - 20. September 2002 - Proceedings of Symposium 6 of the 32nd Annual Conference of the Ecological Society of Germany, Austria and Switzerland, held at Cottbus, September 16 to 20, 2002
- 1/03 **Jinsheng Feng**, Wasserlösliche makromolekulare Substanzen im Wolkenwasser – Gruppierung, Charakterisierung und mögliche Quellen
- 2/03 **Ulrike Gutheil / Lothar Knopp (Hrsg.)**, Band zum Symposium „Universitäten - quo vadis?“, 25. Juni 2003 an der BTU Cottbus
- 3/03 **Anke Heinze**, Entsorgungsrelevante Entwicklungen in der Abfallwirtschaft am Beispiel der Unternehmensgruppe Becker (Teil II)
- 4/03 **Wolfgang Schluchter / Stephan Elkins (Hrsg.)**, Wasser · Macht · Leben, Band zur Vortragsreihe des Humanökologischen Zentrums der BTU Cottbus, 2003
- 1/04 **Wolfgang P. W. Spyra / Astrid Jakob**, The current water situation of the capital of the People's Republic of China – Beijing –
- 2/04 **Wolfgang Schluchter / Andrea Tönjes / Stephan Elkins (Hrsg.)**, Menschenskinder! Zur Lage von Kindern in unserer Gesellschaft. Band zur Vortragsreihe des Humanökologischen Zentrums der BTU Cottbus, 2004
- 3/04 **Jacqueline Rücker / Brigitte Nixdorf (Hrsg.)**, Gewässerreport Nr. 8