
Rainer Deneke & Brigitte Nixdorf

**Gewässerreport (Teil III):
Limnologische Untersuchungen im
Scharmützelseegebiet und von
Tagebauseen in der Lausitz**

Zitiervorschlag:

DENEKE, R. & NIXDORF, B. (Hrsg.) (1997): Gewässerreport (Teil III): Limnologische Untersuchungen im Scharmützelseegebiet und von Tagebauseen in der Lausitz. BTUC-AR 5/97.

ISSN

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung (Nixdorf, B.).....	7
2	Tagebauseen der Lausitz	9
2.1	Charakterisierung und Klassifizierung von Tagebauseen der Lausitz anhand morphometrischer Kriterien, physikalisch-chemischer Parameter und der Phytoplanktonbesiedlung (Leßmann, D. & Nixdorf, B.).....	9
2.2	Entwicklung des Phytoplanktons in Tagebauseen der Lausitz 1995 und 1996 - Erfassung durch mikroskopische Bestimmungen und HPLC-Pigmentanalysen (Liepelt, A. E.).....	19
2.3	Erste Ergebnisse zur Primärproduktion in extrem sauren Tagebauseen der Lausitz (Kapfer, M., Mischke, U., Wollmann, K., & Krumbeck, H.).....	31
2.4	Vorkommen von Wasserwanzen (Corixidae, Heteroptera) in Tagebauseen der Lausitz (Wollmann, K.).....	41
3	Scharmützelseegebiet	49
3.1	Trophieklassifikation (LAWA-Entwurf) und Trophieentwicklung in 12 Seen des Scharmützelseegebietes 1994 - 1997 (Deneke, R.).....	49
3.2	Die Entwicklung des Phytoplanktons im Scharmützelsee (1993-1996) und Storkower See (Zippel, P. & Nixdorf, B.).....	60
3.3	Vorteile von Chrysophyceen, Cryptophyceen und Dinoflagellaten gegenüber Cyanobakterien in 3 eutrophen Flachseen während eines extremen Winters (1995/96) (Wiedner, C., Zippel, P. & Nixdorf, B.).....	72
3.4	Untersuchungen zum Vorkommen phototropher Bakterien in Seen des Scharmützelseegebietes (Rücker, J.).....	81
3.5	Die benthische Phosphorfreisetzung in Seen des Scharmützelseegebietes mit sommerlichem anoxischen Hypolimnion (Kleeberg, A. & Lippert, G.).....	99
3.6	Allgemeine Beschreibung und Morphologie des Melangfließes, Scharmützelseegebiet (Mutz, M.).....	109

1 Einleitung

Brigitte Nixdorf

Mit dem 3. Gewässerreport legen die Mitarbeiter des Lehrstuhls Gewässerschutz der BTU Cottbus neue Ergebnisse ihrer Forschungsarbeiten in Brandenburger Gewässern vor. Während die bisherigen Ergebnisberichte (NIXDORF et al. 1995, NIXDORF & KLEEGERG 1996) sich vor allem auf die notwendige limnologische Bestandsaufnahme im Scharmützelseegebiet konzentrierten, erweitern wir mit dem vorliegenden Band die Darstellung und Diskussion um Ursachen und Konsequenzen der Entwicklung der Gewässerbeschaffenheit in Tagebauseen der Lausitz. Damit spiegeln die Artikel wesentliche Ergebnisse unserer Forschungen innerhalb dieser zwei Schwerpunkte wider:

- Welche Entwicklung nehmen die eutrophierten Gewässer im Scharmützelseegebiet?
- Welches limnologische Entwicklungspotential besitzen die jungen und meist extrem sauren Tagebauseen in der Lausitz?

Es mag überraschen, daß den Fragen der Eutrophierung hier derart viel Raum gegeben wird. Wir halten die Diskussion um diese Problematik aber auf keinen Fall für abgeschlossen. Einerseits ist die Ausprägung der Eutrophierung und ihre Bekämpfung nur gewässer- und umlandspezifisch zu betrachten und andererseits läuft der gegenwärtige Prozeß der Eutrophierungsverminderung nicht einfach als 'umgekehrte Eutrophierung' ab. Morphometrische und hydrographische Gegebenheiten können neben den chemischen Rahmenbedingungen die Verteilung und Nutzung der Ressourcen wesentlich beeinflussen (NIXDORF & DENEKE 1997). Das gilt sowohl für die Eutrophierung als auch für die Versauerung. Hier stehen aber zunächst Fragen der Klassifizierung von Bergbauseen anhand abiotischer Parameter und der Phytoplanktonbesiedlung (Kap. 2.1, LESSMANN & NIXDORF) im Vordergrund.

Nach über 4 Jahren limnologischer Untersuchungen im Scharmützelseegebiet können Aussagen zur Trophie der Standgewässer und möglicher Veränderungen abgeleitet werden (Kap. 3.1, DENEKE). Unsere natürlichen Seen sind durch zwei trophische Sachverhalte charakterisiert: Hohe Entwicklungen fädiger Blaualgen (Kap. 3.2, ZIPPEL & NIXDORF) bei äußerst knappen Ressourcen an gelösten Nährstoffen. Wie meteorologische Faktoren, z. B. harte Winter, und interne Nährstofffreisetzungen aus den Sedimenten die Ausprägung der Planktonsuccession beeinflussen, ist Gegenstand der Beiträge von WIEDNER et al. (Kap. 3.3) und KLEEGERG & LIPPERT (Kap. 3.5).

Bisher weitgehend unberücksichtigt blieb die Rolle phototropher Schwefelbakterien, die auch in eutrophen Gewässern erhebliche Biomassen aufweisen können (Kap. 3.4, RÜCKER). Ihre Bedeutung im Stoffumsatz unseres einzigen mesotrophen Sees, dem Tiefen See, scheint ein Schlüssel für die Erklärung des Phänomens zu sein, daß der See in erheblich stärkerem Maße gefährdet ist, als es herkömmliche Trophieparameter anzeigen können.

Wichtige Elemente im Gewässernetz sind die Fließgewässer, die nicht nur die Verbindungen zwischen den Seen schaffen, sondern auch beträchtlich zum Stoffumsatz, z. B. der Partikelretention, beitragen können. Analysen zur Struktur kleiner Fließgewässer bilden eine wichtige Grundlage zur Charakterisierung dieser Systeme (Kap. 3.6, MUTZ).

Die limnologische Erforschung von Tagebauseen bietet die beinahe einmalige Chance, Primärsukzessionen in Extrembiotopen in diesem Ausmaß verfolgen zu können. Die Erfolge dieser Bemühungen werden aber häufig dadurch getrübt, daß eine Reihe der etablierten Methoden der Wasseruntersuchung in diesen extrem sauren und eisenreichen Gewässern nicht angewendet werden können. Deshalb standen und stehen methodische Entwicklungen bzw. Modifikationen im Vordergrund vieler Arbeiten in Tagebaugewässern, die im nächsten Gewässerreport (Teil 4) veröffentlicht werden sollen. Als ein Ergebnis der laufenden Arbeiten sollen an dieser Stelle Beschreibungen der Phytoplanktonbesiedlung (Kap. 2.2, LIEPELT), der Primärproduktion (Kap. 2.3, KAPFER et al.) sowie des Vorkommens von Wasserwanzen (Corixiden) (Kap. 2.4, WOLLMANN) vorgestellt werden.

Wir hoffen, daß dieses Heft als Informationsmaterial und Diskussionsgrundlage für unsere Partner dienen kann. An dieser Stelle möchten wir uns ganz herzlich bei unseren Mitarbeitern im Labor Bad Saarow (Frau Abel, Frau Tahedl, Tina Hanke) und in Cottbus (Simone Petersohn, Marion Möbes und Roswitha Pech) sowie unseren kompetenten Kollegen im Freiland (Jörg Koebcke und Mike Kühne in Cottbus und Ingo Henschke, Wolfgang Terlinden und Thomas Wolburg in Bad Saarow) für ihre wertvolle Unterstützung bedanken. Dank gebührt ebenfalls den Kollegen aus dem Zentralen Analytischen Labor in Cottbus.

Literatur

- NIXDORF, B., RÜCKER, J., DENEKE, R. & ZIPPEL, P. (1995): Limnologische Zustandsanalyse von Standgewässern im Scharmützelseegebiet - Teil 1. BTUC-AR 1/95: 52 Seiten.
- NIXDORF, B. & KLEEGERG, A. (Hrsg.) (1996): Gewässerreport Scharmützelseegebiet - Teil II der limnologischen Zustandsanalyse von Gewässern aus dem Scharmützelseegebiet. BTUC-AR 2/96: 106 Seiten.
- NIXDORF, B. & DENEKE, R. (1997): Why 'very shallow' lakes are more successful opposing reduced nutrient loads. *Hydrobiologia* 342/343: 269-284.

2 TAGEBAUSEEN IN DER LAUSITZ

2.1 Charakterisierung und Klassifizierung von Tagebauseen der Lausitz anhand morphometrischer Kriterien, physikalisch-chemischer Parameter und der Phytoplanktonbesiedlung

Dieter Leßmann und Brigitte Nixdorf

2.1.1 Einleitung

In der Lausitz sind durch den Braunkohlebergbau in den letzten 100 Jahren mehr als 400 Restlöcher entstanden, die der Landschaft um Cottbus ein prägendes Bild geben. Nach Beendigung des Bergbaus füllen sich die Restlöcher (RL) langsam mit Grundwasser bzw. werden teilweise auch aktiv aus Fließgewässern geflutet, so daß neue Seen entstehen. Während die älteren Tagebaue relativ klein waren und nur zu einer begrenzten Landschaftszerstörung führten, änderte sich dies grundlegend mit der Einführung der Abraumförderbrückentechnologie in den 60er Jahren dieses Jahrhunderts und dem damit verbundenen Aufschluß von Großtagebauen, die Flächen von vielen Quadratkilometern in Anspruch nehmen.

Um die Tagebaue trocken zu halten, mußte das Grundwasser in großen Mengen abgepumpt werden. 1992 belief sich die Menge im mittel- und ostdeutschen Braunkohlerevier noch auf fast 1 Mrd m³. Hierdurch ist ein Grundwasserabsenkungstrichter mit einer Ausdehnung von rund 2100 km² entstanden. Das Grundwasserdefizit beträgt in der Lausitz rund 13 Mrd m³ (REICHEL & UHLMANN 1995).

Die Einstellung der Grubenwasserförderung und der Wiederanstieg des Grundwasserspiegels führen zu neuen Problemen, da die beim Kohleabbau umgelagerten tertiären Sande und Schluffe Pyrit und Markasit enthalten. Durch die Belüftung kommt es bei Anwesenheit von Sauerstoff und Wasser zu einem Oxidationsprozeß, bei dem in erheblichem Maße Wasserstoffionen freigesetzt werden (EVANGÉLOU 1994), so daß die neu entstehenden Seen meist extrem sauer sind.

Im Rahmen des von der LMBV in Auftrag gegebenen wissenschaftlich-technischen Projekts 'Erfassung und Vorhersage der Gewässergüte in Tagebauseen der Lausitz als Basis für deren nachhaltige Steuerung und Nutzung' sowie des BMBF-Forschungsvorhabens 'Trophische Interaktionen im Pelagial von Tagebaurestseen' (BMBF-FKZ 0339648) werden unter anderem die Wasserbeschaffenheit und biologische Besiedlung von mehr als 20 Tagebauseen untersucht, die sich von Bärwalde im Norden von Sachsen bis zu den Schlabendorfer Tagebauseen im Südwesten Brandenburgs erstrecken. Anhand der bisher vorliegenden Daten sollen die untersuchten Seen nach morphometrischen Kriterien, physikalisch-chemischen Parametern und der Phytoplanktonbesiedlung charakterisiert und klassifiziert werden.

2.1.2 Methodik

Die Berechnung der morphometrischen Kenndaten der Seen erfolgte nach DENEKE (1996) anhand der von der LMBV zur Verfügung gestellten Volumenkurven. Die Flächen wurden teilweise planimetrisch an der TK 1:10.000 bestimmt.

Die regelmäßigen limnologischen Untersuchungen an den Tagebauseen beinhalten die Messung von Tiefenprofilen der physikalisch-chemischen Parameter Temperatur, elektrische Leitfähigkeit, pH, Redoxpotential und Sauerstoffkonzentration. Die Entnahmen von Wasserproben für die hydrochemische Analytik und die biologischen Untersuchungen erfolgen abhängig von der thermischen Schichtung. Während der Zirkulationsperioden werden Mischproben aus der gesamten Wassersäule bzw. während der Stagnationsperioden Mischproben aus dem Epi- und Hypolimnion, teilweise auch aus dem Metalimnion erstellt, aus denen die benötigten Wassermengen entnommen werden. Eine detaillierte Übersicht über die untersuchten Parameter und die Methodik geben SCHULTZE et al. (1994), NIXDORF et al. (1995) und LESSMANN et al. (im Druck). Die Ergebnisse der Freilandmessungen und -beprobungen wurden bis Ende 1996 berücksichtigt.

2.1.3 Topographische und morphometrische Charakterisierung

Eine Klassifizierung der Gewässer anhand ihrer Topographie und Morphometrie ist derzeit nur begrenzt möglich, da die meisten der untersuchten Seen bisher nur eine Teilfüllung aufweisen. Die Sanierungsarbeiten sind noch nicht abgeschlossen, und es ist weiterhin eine Regulierung des Wasserstandes erforderlich. Für viele Seen liegen daher auch keine aktuellen morphometrischen Kennwerte vor. Ein relativ genaues Bild kann erst für den Endzustand gezeichnet werden. Insgesamt gibt es zwischen den Seen aus morphometrischer Sicht jedoch sowohl im derzeitigen als auch im Endzustand sehr große Unterschiede.

Fläche: Während die älteren Tagebaue meist nur kleine Flächen in Anspruch nahmen, hinterlassen die neueren Großtagebaue wesentlich größere Restlöcher. Von den in die Untersuchungen einbezogenen Seen haben der Waldsee, Schlabendorf RL B, Tagebausee Plessa 111, Felixsee und Tagebausee Plessa 107 Flächen um oder unter 10 ha (Tab. 1). Hieran wird sich kaum noch etwas ändern, da dies durchgehend alte Tagebaue sind, für die keine weiteren Sanierungsmaßnahmen geplant sind. Mit 0,1 ha ist der Waldsee dabei das weitaus kleinste der untersuchten Gewässer. Die Flächen der restlichen Seen werden hingegen später einmal weit mehr als 10 ha betragen. Während u.a. Schlabendorf RL 12 und 13 sowie Greifenhain derzeit noch relativ kleine Flächen aufweisen, haben die meisten der anderen jüngeren Tagebauseen bereits heute Flächen, die weit über 10 ha liegen (Tab. 1).

Volumen: Soweit die Seevolumina bekannt sind, zeigt sich auch bei ihnen eine sehr große Spannweite (Tab. 1). Im Endzustand werden einige Seen Volumina von über 100 Mio m³ besitzen, die die natürlichen Seen Brandenburgs und Berlins weit übertreffen werden (Abb. 1). Weitaus größter See wird mit 330 Mio m³ Greifenhain werden.

Mittlere und maximale Tiefe: Für eine Berechnung der mittleren Tiefen im aktuellen Zustand ist die Datenbasis unzureichend. Die maximalen Tiefen sind derzeit mit Werten, die häufig unter 5 m liegen, verglichen mit dem Endzustand meist noch gering (Tab. 1). Sie reichen aber teilweise schon über 20 m. Nach Abschluß der Füllung sollen einige Seen maximale Tiefen bis zu 60 m aufweisen. Große mittlere Tiefen von über 20 m werden jedoch nur die Tagebauseen Greifenhain, Klinger See und Spreetal-NO haben. Eine mittlere Tiefe zwischen

15 und 20 m errechnet sich für die Tagebauseen Gräbendorf, Scheibe und Meuro. Die restlichen Seen verteilen sich zu etwa gleichen Teilen auf eine Gruppe mit einer mittleren Tiefe unter 10 m und eine Gruppe mit einer mittleren Tiefe zwischen 10 und 15 m. Dies weist bereits darauf hin, daß in einigen Seen tiefe Becken mit größeren Flachwasserbereichen wechseln werden. Aufgrund der großen Vielfalt an Restlochformen ergibt sich keine Korrelation zwischen der mittleren Tiefe und der Fläche, dem Volumen bzw. der maximalen Tiefe.

Tabelle 1: Topographische und morphometrische Kenndaten der untersuchten Tagebauseen. (Z_{mean} = mittlere Tiefe. Z_{max} = maximale Tiefe. Mixis: d = dimiktisch, p = polymiktisch, m = meromiktisch. * nach Abschluß der Restlochfüllung. nd: unbekannt)

See	Fläche [ha]	Volumen [Mio m ³]	Z_{mean} * [m]	Z_{max} [m]	Mixis	Hypol./ Epil.vol.*
Plessa RL 107	13	nd	nd	4	p	nd
Bärwalde	1500*	150* / 65	14,5	59* / 5	d* / p	0,8
Lugteich	3 - 20	nd	nd	5	m	nd
Plessa RL 111	10	nd	nd	10	d	nd
Skado	980* / 750	127* / 60	13,2	46* / 20	d	1,1
Lohsa II	960*	99* / 0,18	10,3	56*/13	d	0,5
Spreetal-NO	310* / <25	97* / <1	26,9	58* / 5	d* / p	4,1
Bluno	446* / 270	54* / 29,4	12,1	43* / 10	d	1,2
Dreiweibern	290*	35* / 7,5	12,1	38* / 6	d*	0,9
Lichtenauer See (RL F)	230*	25* / 8,3	10,7	32* / 7	d	0,7
Sedlitz	1170* / 850	206* / 70	nd	12	d	nd
Plessa RL 117	94	nd	nd	13	d	nd
Bergen-Niederhof (RL 13)	48*	5* / 1,68	13,0	27* / 5	p	2,1
Drehnasee (RL 12)	180*	17* / 5,5	12,1	44* / 10	d	2,0
Koschen	620* / 590	38*/40	nd	25	d	nd
Gräbendorf	500*	90* / 9	21,9	48* / 15	d	1,7
Waldsee	0,1	nd	nd	5	m	nd
Senftenberger See	1300	160	nd	22	d	nd
Felixsee	11	nd	nd	18	d	nd
Laubusch	200	4	nd	10	d	nd
Schönfelder See (RL 4)	138*	11* / 2,5	7,6	27* / 5	d* / p	0,3
Burghammer	390*	38* / 37	17,6	49* / 15	d	0,5
Schlabendorf (RL B)	6	nd	nd	11	d	nd
Greifenhain	970*	330*	33,8	70*	d	3,6
Klinger See	300*	102*	34,0	67*	d*	4,0

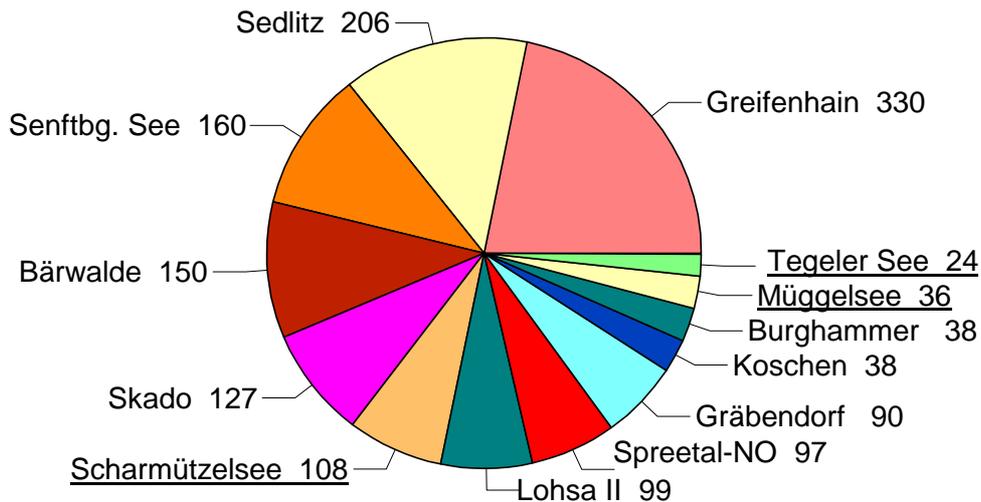


Abbildung 1: Volumina von Tagebauseen nach Abschluß der Füllung und von natürlichen Seen (unterstrichen) in Berlin und Brandenburg in Mio m³.

Mixis: Das Durchmischungsregime bei Plessa RL 107, Seese RL 4, Schlabendorf RL 13, Bärwalde und Spreetal-NO ist derzeit polymiktisch. Aufgrund großer chemischer Gradienten weisen Lugteich und Waldsee Meromixie auf. Alle anderen Seen sind dimiktisch. Auf Dauer werden mit zunehmendem Wasseranstieg bis auf Plessa RL 107 auch die heute noch polymiktischen Seen dimiktisch werden.

Verhältnis Hypolimnion- zu Epilimnionvolumen: Das für den zukünftigen trophischen Status wichtige Verhältnis von Hypolimnion- zu Epilimnionvolumen ist insbesondere abhängig vom Gesamtvolumen und der mittleren Tiefe. So werden die vom Volumen her drei größten Seen Greifenhain, Klinger See und Spreetal-NO ein Hypolimnion aufweisen, dessen Volumen mehr als dreimal so groß ist wie das des Epilimnions (Tab. 1). Bei sieben Seen wird das Verhältnis größer als 1,5 : 1 sein und bei vier Seen zwischen 1 : 1 und 1,5 : 1 liegen. In einer Reihe von Seen wird das Epilimnionvolumen größer sein als das des Hypolimnions, was sie potentiell anfälliger für eine Eutrophierung macht.

Gruppierungen anhand einzelner Parameter können in Anlehnung an die TGL 27885/01 (1982) erfolgen, wobei die mittlere und die maximale Tiefe sowie das Verhältnis von Hypolimnion- zu Epilimnionvolumen vor allem im Hinblick auf den zukünftigen potentiellen natürlichen Trophiegrad die wichtigsten Größen sind. Aufgrund der bei manchen Tagebauseen relativ unnatürlichen Morphometrie mit großen Flachwasserzonen auf der einen und sehr tiefen Gräben auf der anderen Seite ergeben sich teilweise sehr unterschiedliche Zuordnungen der einzelnen Parameter in die Beschaffenheitsklassen 1, 2 und 3a. Es muß daher eine Gewichtung der Parameter mittlere und maximale Tiefe sowie Verhältnis Hypolimnion- zu Epilimnionvolumen vorgenommen werden, wobei den Voluminerhältnissen und der mittleren Tiefe die größere Bedeutung bei der Zuordnung beizumessen ist. Unter Beachtung dieser Schwerpunktsetzung gehören von 14 Seen fünf in Klasse 1, drei in Klasse 2 und drei in Klasse 3 (Tab. 2). Unter Tagebauseen ist damit das gesamte morphometrische Spektrum natürlicher Seen vertreten, ohne daß ein Schwerpunkt auszumachen ist.

Tabelle 2: Zuordnung von zukünftigen Tagebauseen nach ihren morphometrischen Parametern in die Beschaffenheitsklassen nach TGL 27885/01 (1982).

Beschaffenheitsklasse				
1	1 - 2	2	2 - 3a	3a
Spreetal-NO	Bergen-Niederhof (RL 13)	Skado	Lohsa II	Bärwalde
Drehnasee (RL 12)		Bluno	Lichtenauer See (RL F)	Schönfelder See (RL 4)
Gräbendorf		Dreiweibern		Burghammer
Greifenhain				
Klinger See				

2.1.4 Physikalisch-chemische Charakterisierung

Fast alle physikalisch-chemischen Parameter der Tagebauseen werden von den Auswirkungen der Pyrit- und Markasitverwitterung dominiert, die zu extremen hydrochemischen Bedingungen führen. Ohne anthropogene Beeinflussung zeichnen sich die Seen daher insbesondere durch hohe Wasserstoffionenkonzentrationen, hohe elektrische Leitfähigkeiten und hohe Eisen- und Aluminiumkonzentrationen aus. Die hohen Leitfähigkeiten werden vor allem durch hohe Calcium- und Sulfationenkonzentrationen verursacht. Unter den sauren Bedingungen liegt Eisen überwiegend als gelöstes Fe^{3+} vor.

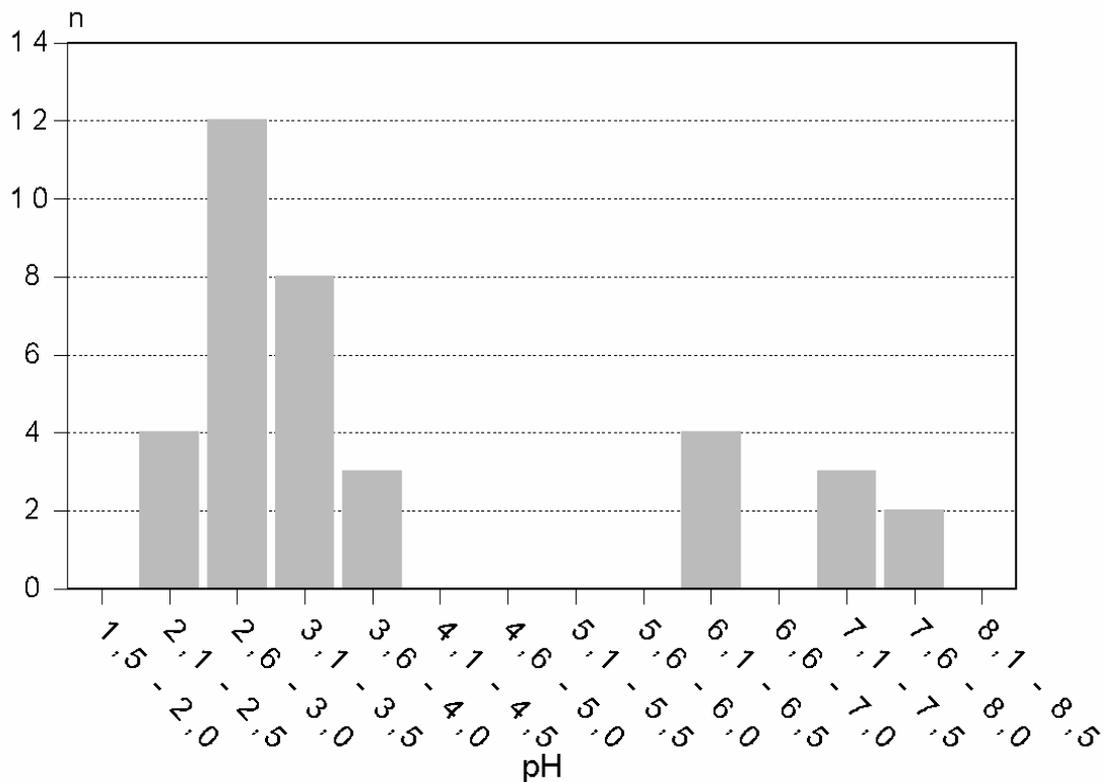


Abbildung 2: Häufigkeitsverteilung der mittleren pH-Werte der untersuchten Tagebauseen.

Eine Reihe hydrochemischer Parameter zeigt eine hohe Korrelation mit den pH-Werten. Dies betrifft auch die Nährstoffe. Die Gesamtphosphorkonzentrationen bleiben fast immer unter 10 µg/l, da Phosphor durch Eisen gebunden und ausgefällt wird. Stickstoff ist dagegen mit meist mehreren Milligramm pro Liter vorhanden; den Hauptanteil stellt dabei Ammonium. Neben Phosphor tragen auch niedrige Konzentrationen anorganischen Kohlenstoffs von weniger als 0,5 mg/l zu dem meist oligotrophen Status der untersuchten Tagebauseen bei (NIXDORF et al. 1997). Unter sauren Bedingungen (pH <4,3) liegt anorganischer Kohlenstoff ausschließlich als CO₂ im Wasser gelöst vor. Insbesondere während der Sommerstagnation wird der Kohlenstoffvorrat im Epilimnion relativ schnell aufgebraucht, so daß die Algenentwicklung dort stark kohlenstofflimitiert wird. Zeitweilig sind hypolimnische Phytoplanktonmaxima zu beobachten, wenn die Nährstoffbedingungen dort günstiger sind (NIXDORF et al. im Druck, KAPFER et al. in diesem Heft)

Die Betrachtung der Häufigkeitsverteilung der pH-Werte in den untersuchten Tagebauseen zeigt eine deutliche Trennung in zwei Gruppen von Seen. Auf der einen Seite stehen stark saure bis extrem saure Seen mit mittleren pH-Werten zwischen 2,1 und 3,7, auf der anderen Seite neutrale Seen mit mittleren pH-Werten zwischen 6,0 und 7,9 (Abb. 2). Über 50 % der

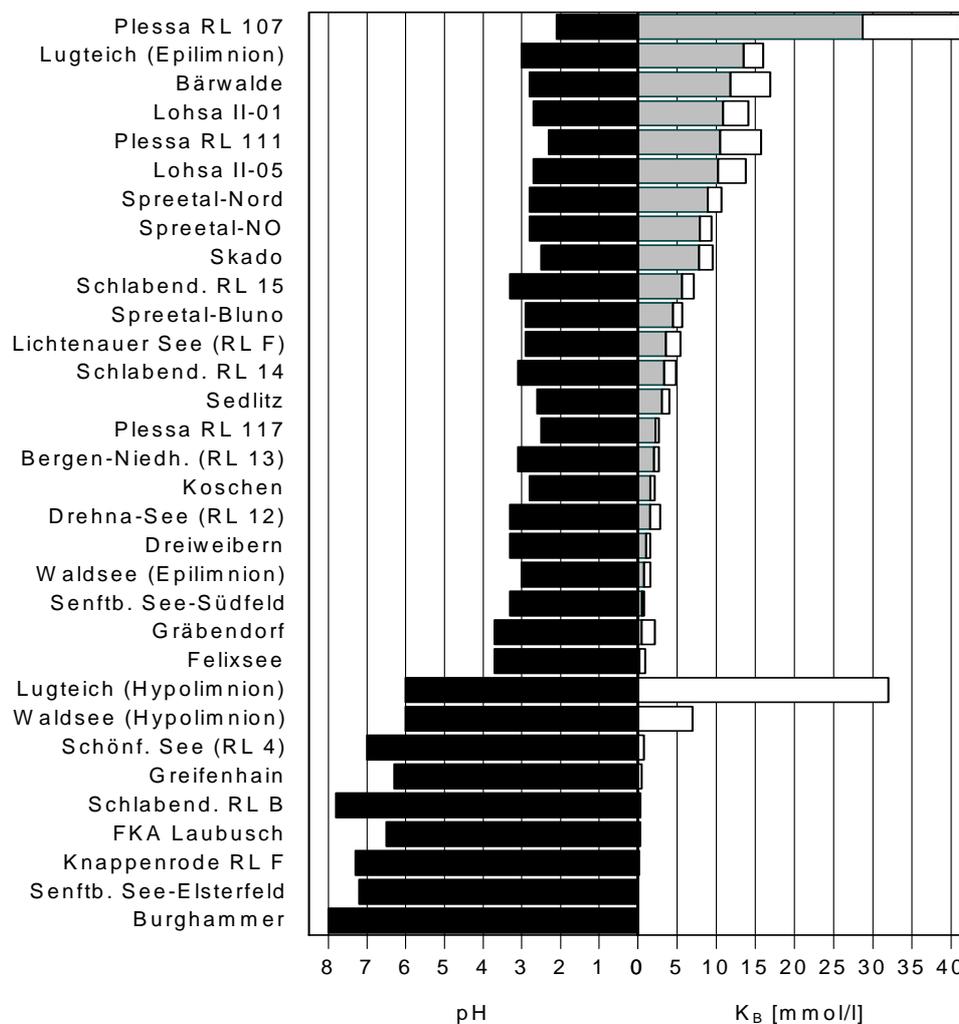


Abbildung 3: pH-Werte und Basekapazitäten von Tagebauseen (K_{B4,3} = graue Balken, K_{B8,2} = graue + weiße Balken). Lugteich und Waldsee sind meromiktische Seen.

Seen sind in einem pH-Bereich zwischen 2,6 und 3,5 zu finden, wobei der Schwerpunkt unter pH 3 liegt. Seen im pH-Bereich zwischen 4 und 6 fehlen vollständig. Bei den neutralen Seen oder Seeteilen handelt es sich zum einen um das anoxische Hypolimnion der meromiktischen Seen Lugteich und Waldsee, in dem die Pyritverwitterung unterbunden ist, zum anderen um Seen, die ihren neutralen Status meist intensiven anthropogenen Eingriffen in Form von Eisenhydroxid- und Kraftwerksascheneinschwemmungen (Burghammer, Knappenrode RL F) sowie Flutungsmaßnahmen (Senftenberger See, Laubusch) verdanken. In Schlabendorf RL B und in Greifenhain erhalten sich aufgrund günstiger hydrogeologischer Umfeldbedingungen natürlicherweise neutrale pH-Werte.

Das Ausmaß der Stabilisierung der pH-Werte durch Puffersysteme zeigt sehr große Unterschiede. Dies wird bei der Betrachtung der Base- und Säurekapazitäten ($K_{B4,3}$ bzw. $K_{S4,3}$ und $K_{B8,2}$) deutlich (Abb. 3). Das entscheidende Puffersystem der sauren Seen ist der Eisenpuffer. Bei fast identischen pH-Werten ergeben sich sehr unterschiedliche Werte für die Basekapazitäten. Seen, deren pH-Werte unter 3 liegen, können $K_{B4,3}$ -Werte zwischen 3 und 14 mmol/l aufweisen und im Extremfall des Plessa RL 107 sogar 28 mmol/l erreichen. Auf der anderen Seite sind die neutralen Seen mit Säurekapazitäten bis zu maximal rund 3 mmol/l jedoch nur relativ schwach gepuffert. Höhere Werte sind im anoxischen Hypolimnion des Waldsees (5 mmol/l) und des Lugteichs (14 mmol/l) zu messen. Dementsprechend zeigt die Verteilung der Werte für die Acidität einen Schwerpunkt zwischen -5 und +4 mmol/l (Abb. 4).

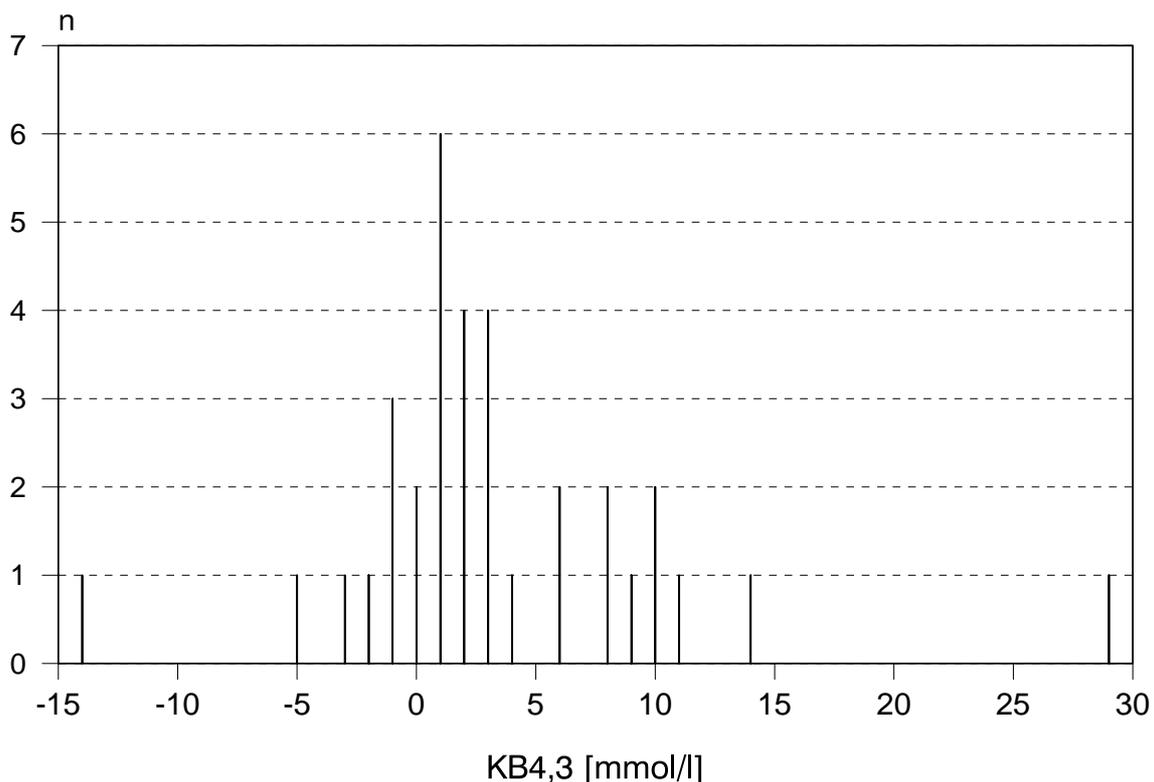


Abbildung 4: Häufigkeitsverteilung der Acidität (Basekapazität $K_{B4,3}$) von Tagebausen.

2.1.5 Hydrochemische Klassifizierung und Phytoplanktonbesiedlung

Die Ergebnisse der hydrochemischen Untersuchungen lassen sich in Form einer Klassifizierung der Seen anhand der hydrochemischen Parameter Acidität bzw. Alkalinität, Wasserstoffionenkonzentration und elektrische Leitfähigkeit zusammenfassen (Tab. 3). Auf der höchsten Ebene stehen sich die beiden Grundtypen 'nicht-saurer' und 'saurer' Bergbausee

gegenüber. Der nicht-saure Tagebausee (Klasse 1) ist gekennzeichnet durch pH-Werte im neutralen bis schwach alkalischen Bereich. Er weist meist nur relativ niedrige Säurekapazitäten auf, die maximal wenige Millimol pro Liter erreichen. Die elektrische Leitfähigkeit liegt unter 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Tabelle 3: Hydrochemische Klassifizierung und Phytoplanktonbesiedlung von Tagebauseen in Abhängigkeit vom Grad der Versauerung.

Klasse		$K_{B4,3}$ [mmol/l]	pH	LF [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	Phytoplanktonzönose	Tagebauseen
1	nicht sauer	< 0	> 6,0	< 2000	artenreich, Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Cryptophyceae, Chrysophyceae, Cyanophyceae, Dinophyceae	Schlabd. RL B Burghammer Laubusch Sftbg.-Elsterfeld Seese RL 4 Knapp. RL F Greifenhain Waldsee (Hypol.) ¹
2	sauer		< 6,0			
2.1	schwach sauer	≈ 0	6,0 - 4,0			(Seen während der Flutung)
2.2	stark sauer	0 - 2,5	2,5 - 4,0	< 2000	artenarm, Chrysophyceae, Chlorophyceae, Dinophyceae, tlw. Bacillariophyceae	Gräbendorf Felixsee Koschen Sftbg.-Südfeld Plessa RL 117 Schlbd. RL 12 Schlbd. RL 13 Waldsee (Epil.) ¹ Dreiweibern
2.3	extrem sauer	> 2,5	< 3,5	> 2000		
2.3.1	extrem sauer I	2,5 - 5,0	< 3,5	> 2000	extrem artenarm, Chrysophyceae mit Gatt. <i>Ochromonas</i> , daneben nur Chlorophyceae (insbes. <i>Chlamydomonas</i>) und Euglenophyceae	Bluno Sedlitz Schlabd. RL 15 Schlabd. RL F
2.3.2	extrem sauer II	> 5,0	< 3,0	> 2000	wie 2.3.1	Spreetal-Partwitz Spreetal-NO Lohsa II Plessa RL 111 Skado Bärwalde Lugteich (Epil.) ¹ Plessa RL 107

¹ Lugteich und Waldsee sind meromiktische Seen.

Einen Sonderfall stellt das anoxische Hypolimnion des Lugteichs mit einem pH-Wert von 6,0, einer Säurekapazität von rund 14 mmol/l und einer Leitfähigkeit von rund 4000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ dar, das belüftet stark sauer reagieren würde.

Die sauren Tagebauseen (Klasse 2) umfassen einen pH-Bereich zwischen 2 und 6. 'Schwach saure' Tagebauseen (Klasse 2.1) sind bisher nur im Zuge von Flutungsmaßnahmen als relativ schnell durchlaufene Übergangsklasse beobachtet worden. Abhängig vom Grad der Versauerung, der an den Werten der Basekapazitäten ($K_{\text{B}4,3}$) abgelesen werden kann, lassen sich weitere Unterklassen unterscheiden. Die 'stark sauren' Seen (Klasse 2.2) weisen pH-Werte zwischen 2,5 und 4,0 auf, wobei sich die meisten Seen aber in einem pH-Bereich zwischen 3 und 4 befinden. Entscheidend ist, daß die $K_{\text{B}4,3}$ -Werte mit 0 bis 2,5 mmol/l relativ niedrig liegen. Die elektrische Leitfähigkeit zeigt, wie in den neutralen Seen, Werte unter 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Die 'extrem sauren' Seen (Klasse 2.3) mit Basekapazitäten über 2,5 mmol/l und Leitfähigkeiten über 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ lassen sich noch weiter unterteilen in eine Gruppe von Seen, deren pH-Werte unter 3,5 bei Basekapazitäten ($K_{\text{B}4,3}$) zwischen 2,5 und 5,0 mmol/l liegen (Klasse 2.3.1), und in eine Gruppe mit den sauersten Seen, die pH-Werte unter 3,0 bei Basekapazitäten über 5,0 mmol/l aufweisen (Klasse 2.3.2). Einen Extremfall stellt Plessa RL 107 dar. Bei pH 2,1 beträgt der $K_{\text{B}4,3}$ -Wert rund 29 mmol/l und die elektrische Leitfähigkeit rund 4500 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Bezieht man die Phytoplanktonbesiedlung in diese hydrochemische Klassifizierung ein, so zeigen sich einige für die einzelnen hydrochemischen Klassen charakteristische Besiedlungsstrukturen (Tab. 3). Die nicht-sauren Seen sind stets artenreich. Die Phytoplanktonklassen Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Cryptophyceae, Chrysophyceae, Cyanophyceae und Dinophyceae kommen in allen Seen vor.

In den sauren Seen ist die Artenzahl dagegen stets wesentlich niedriger. Cyanophyceen können nie beobachtet werden, Bacillariophyceen kommen nur noch vereinzelt in Seen der Klasse 2.2 vor. Chrysophyceen und Chlorophyceen stellen die Gruppen mit den höchsten Biovolumina dar und gewinnen mit zunehmendem Säuregrad immer mehr an Bedeutung. In Seen der Klassen 2.3.1 und 2.3.2, die sich anhand der Phytoplanktonbesiedlung nicht voneinander unterscheiden lassen, kommen teilweise nur Chrysophyceen der Gattung *Ochromonas* vor. Das zweite wichtige Taxon der sauren Seen ist die Gattung *Chlamydomonas* (Chlorophyceae). Beide Gattungen sind auch im extrem sauren Plessa RL 107 anzutreffen. Eine weitere typische Art der Seen der Klasse 2.3 ist *Lepocinclis ovum* (Euglenophyceae), die allerdings nicht die weite Verbreitung von *Ochromonas* und *Chlamydomonas* zeigt. *Lepocinclis ovum* erreicht im meromiktischen Lugteich die höchsten Biovolumina aller vorkommenden Phytoplankter.

Im Gegensatz zu diesen extrem artenarmen Phytoplanktonzönosen weisen die Seen der Klasse 2.2 eine höhere Zahl an Arten und Gruppen auf. Neben Chrysophyceen und Chlorophyceen kommen fast immer auch Dinophyceen vor, die zeitweise ebenfalls hohe Biovolumina erreichen können. Die Seen unterscheiden sich aber noch grundlegend von den nicht-sauren Seen der Klasse 1.

2.1.6 Literatur

- DENEKE, R. (1996): 2. Topographie, Morphologie und Mixis stehender Gewässer. In: NIXDORF, B. & KLEEBERG, A. (Hrsg.): Gewässerreport Scharmützelseegebiet - Teil II. BTUC-AR 2/96: 10-21.
- EVANGELOU, V.P. (1994): Pyrite oxidation and its control. New York (CRC Press).
- LESSMANN, D., CHMIELEWSKI, R. & KÜHNE, M. (im Druck): Probennahmetechniken in Tagebaurestseen der Lausitz.- GBL-Gemeinschaftsvorhaben (Grundwassergüteentwicklung in den Braunkohlegebieten der neuen Länder), Heft 4.
- NIXDORF, B., RÜCKER, J., DENEKE, R. & ZIPPEL, P. (1995): Limnologische Zustandsanalyse von Standgewässern im Scharmützelseegebiet - Teil 1. BTUC-AR 1/95.
- NIXDORF, B., LESSMANN, D., GRUENEWALD, U. & UHLMANN, W. (1997): Limnology of extremely acidic mining lakes in Lusatia (Germany) and their fate between acidity and eutrophication.- Proc. 4th Int. Conf. 'Acid Rock Drainage', Vancouver, Canada, Bd. IV: 1745-1760. .
- NIXDORF, B., MISCHKE, U. & LESSMANN, D. (im Druck): Chrysophytes and chlamydomonads: pioneers of colonization in extremely acidic mining lakes (pH <3) in Lusatia (Germany).- Hydrobiologia.
- REICHEL, F. & UHLMANN, W. (1995): Wasserbeschaffenheit in Tagebaurestseen.- Studien und Tagungsberichte Band 6, Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam.
- SCHULTZE, M., KLAPPER, H., NIXDORF, B., MISCHKE, U. & GRÜNEWALD, U. (1994): Methodik zur limnologischen Untersuchung und Bewertung von Bergbaurestseen.- Bund-Länder-Arbeitsgruppe Wasserwirtschaftliche Planung (Eigenverlag).
- TGL 27885/01 (1982): DDR-Fachbereichstandard Nutzung und Schutz der Gewässer. Stehende Binnengewässer. Klassifizierung.

2.2 Entwicklung des Phytoplanktons in Tagebauseen der Lausitz 1995 und 1996 - Erfassung durch mikroskopische Bestimmungen und HPLC-Pigmentanalysen

ARMIN E. LIEPELT

2.2.1 Vorstellung der Tagebauseen

Durch Wiederanstieg des Grundwassers in den Tagebauen der Lausitz sind nach Beendigung der Braunkohlegewinnung zahlreiche Seen entstanden. Ein Charakteristikum dieser Tagebauseen ist eine starke Versauerung, die durch die Oxidation von Pyrit und Markasit im Untergrund hervorgerufen wird. Die durch den Sauerstoff bedingte Pyritoxidation führt beim Kontakt mit dem nachsickernden Grundwasser zur Bildung von Schwefelsäure, die für ein saures Milieu sorgt. Abhängig von der Art des geologischen Untergrundes ist das Ausmaß der Versauerung unterschiedlich (KLAPPER & SCHULTZE 1995). Das Ziel dieser Untersuchung ist es, charakteristische Merkmale und Unterschiede hinsichtlich der Besiedlung und zeitlichen Dynamik des Phytoplanktons in Tagebauseen herauszufinden. Für diesen Zweck wurden sechs verschiedene Gewässer aus den Regionen Schlabendorfer Felder, Muskauer Faltenbogen und Plessa-Grünewalde in Südbrandenburg ausgewählt.

Tabelle 1: Fläche, max. Tiefe (Z_{\max}), mittlere Sichttiefe (Z_s) und Mittelwerte der chemischen Parameter der untersuchten Tagebauseen in den Jahren 1995-1996 aus NIXDORF et al. (im Druck). Angegeben sind Mittelwerte der Gesamtmischprobe bzw. der Mischproben aus dem Epi- und Hypolimnion (Epi, Hypo).

Region	Schlabendorf	Muskauer Faltenbogen			Plessa-Grünewalde		
See	Stöbritzer See (B-Loch)	Felixsee	Waldsee		Grünewalder See (RL 117)	Plessa See (RL 111)	Rotsee (RL 107)
			Epi	Hypo			
Fläche[ha]	6	11,2	1		94	10	12,5
Z_{\max} [m]	10,6	17,5	5,5		14,2	10,6	4,5
Z_s [m]	3,0 - 4,8	4,0 - 8,8	1,5		4,5 - 8,4	2,4 - 4,2	1,4 - 2,8
pH	7,3 - 8,1	3,6 - 3,9	3 - 3,4	6	2,8 - 3	2,6 - 3	2,2 - 2,8
TP [$\mu\text{g/l}$]	<5 - 10	<5 - 7	<5 - 7	8 - 42	-	<5 - 6	<5 - 7
TN [$\mu\text{g/l}$]	<1 - 5	1 - 5	1 - 2	3 - 4,5	-	3,1 - 11,3	0,2 - 9,1
TIC [mg/l]	19 - 32	<0,5 - 2	<0,5-8	2 -160	-	<0,5 - 5	<0,5 - 2
Fe _{ges} [mg/l]	0,2 - 0,5	0,4 - 5	6 - 12	150	20	130 - 200	400-840
SO ₄ ²⁻ [g/l]	0,15 - 0,5	0,15 - 0,25	0,3	0,3	0,4	1,1 - 1,8	1,8 - 3,7

Im Gegensatz zu anderen sauren Gewässern der Region Schlabendorf-Nord (10 km westlich von Lübbenau) ist der **Stöbritzer See** aufgrund tonhaltiger Bodenschichten in der Umgebung ein neutrales Gewässer und wird über das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht gepuffert. Entsprechend einer mittleren Sichttiefe von 3 m kann die Lichtversorgung für das Phytoplankton als gut bezeichnet werden. Aufgrund der geringen Nährstoffkonzentrationen wird der See als oligo- bis mesotroph eingestuft. Wie der Tabelle 1 zu entnehmen ist, sind die Eisenkonzentrationen im Vergleich zu den anderen Tagebauseen gering und die Sulfatkonzentrationen leicht erhöht.

Der 17,4 m tiefe **Felixsee**, etwa 30 km südöstlich von Cottbus gelegen, weist gegenüber den anderen sauren Tagebauseen der Lausitz vergleichsweise geringe Eisenkonzentrationen auf und wird über Aluminium-Komplexe ($Al = 1,8 - 3,8 \text{ mg/l}$) gepuffert. Seiner Versauerung (pH um 3,7) entsprechend ist wesentlich weniger anorganischer Kohlenstoff im Wasser gelöst (TIC max. 2 mg/l) als im Stöbritzer See (TIC min. 19 mg/l). Trotz der guten Lichtversorgung (Sichttiefe über 4 m) sind die Lebensbedingungen für das Phytoplankton ungünstig, da in den sauren Tagebauseen eine C-Limitation der Primärproduktion vorliegt (NIXDORF et al., 1995).

Der zu Beginn dieses Jahrhunderts entstandene, nur etwa 1 ha große **Waldsee** (ca. 40 km südöstlich von Cottbus) ist meromiktisch. Aufgrund hoher Pyritgehalte im Boden weist der See im Hypolimnion besonders hohe Eisen- und Sulfatgehalte auf. Die starke Trübung dort begrenzt das Eindringen des Lichts auf eine Tiefe von 1,5 m. Im Gegensatz zum stark sauren Epilimnion erfolgt im anaeroben Monimolimnion eine Sulfat-Reduktion, welche die Freisetzung von Säure verhindert und eine Neutralisierung dieser Wasserschicht bewirkt. (KLAPPER & SCHULTZE 1995). Durch den Eintrag organischen Materials sind die TIC und TP-Konzentrationen sehr hoch.

Der Untergrund der Region Plessa-Grünewalde ist tertiären Ursprungs. Die drei untersuchten Seen sind folglich durch Pyritoxidation extrem versauert und weisen hohe Eisen- und Sulfatkonzentrationen auf. Hohen Stickstoffkonzentrationen stehen geringe Mengen an Kohlenstoff gegenüber, da bei pH-Werten unter 4 nur wenig gelöster anorganischer Kohlenstoff im Wasser vorhanden ist.

Die im 94 ha großen **Grünewalder See** gemessenen Eisen- (20 mg/l) und Sulfatkonzentrationen (400 mg/l) sind gegenüber den bisher beschriebenen Seen deutlich erhöht. Der pH liegt dementsprechend bei ca. 3, also im extrem sauren Bereich. Im Vergleich zum Plessa See und Rotsee sind die Eisen- und Sulfatgehalte jedoch relativ gering. Das klare Wasser weist keine deutliche Eisentrübung auf und ermöglicht zeitweise Sichttiefen bis zum Gewässergrund in 14 m Tiefe. Die höchsten Eisen- (bis 840 mg/l) und Sulfatkonzentrationen (bis 3700 mg/l) wurden im relativ flachen **Rotsee** (z_{max} : 4,5 m) gemessen. Dort wurden folglich auch mit 2,2 die niedrigsten pH-Werte gemessen. Der See ist durch oxidierte Eisenverbindungen deutlich rot gefärbt und die Sichttiefe liegt stets unter 3 m.

Auch der **Plessa See** weist einen extrem niedrigen pH um 2,6 auf, liegt aber im Eisen- und Sulfatgehalt zwischen Grünewalder See und Rotsee. Das Wasser ist ebenfalls getrübt und gestattet Sichttiefen bis maximal 4,2 m. Die Nährstoffverhältnisse sind gekennzeichnet durch geringe Gesamtkonzentrationen an Phosphor und anorganischem Kohlenstoff sowie variable und relativ hohe Gesamtstickstoffkonzentrationen. Sie entsprechen damit etwa denen im Rotsee.

2.2.2 Methodische Übersicht

Die **Probenahmen** erfolgten in den Jahren 1995 und 1996 regelmäßig alle 4 Wochen. An der tiefsten Stelle des Sees wurde zunächst ein Tiefenprofil der Temperatur und Sauerstoffkonzentration mit einer H₂O-Multiparametersonde aufgenommen. Abhängig von den beobachteten Schichtungsverhältnissen erfolgte anschließend die Entnahme einer Mischprobe aus dem jeweiligen Wasserkörper mit einem 2 l LIMNOS-Wasserschöpfer. Bei einer thermischen Schichtung des Sees wurden Epi- und Hypolimnionproben entnommen, in Zirkulationsphasen eine Gesamtmischprobe. 100 ml der Wasserprobe wurden sofort abgefüllt und für mikroskopische Untersuchungen mit Lugolscher Lösung fixiert. Der Rest der Probe wurde für die Pigmentbestimmung in abgedunkelte 25 l Kanister gefüllt und kühl ins Labor transportiert.

Im **Labor** wurde das Phytoplankton durch Filtration über MgCO₃-beschichtete Glasfaserfilter (WHATMAN GF/F) bei einem Vakuumdruck von 0,3 atm konzentriert. Die Filterproben wurden anschließend kurz zwischen Fließpapier angetrocknet, durch Mörsern homogenisiert und für 4 min in 5 ml 90% Aceton bei 55 °C extrahiert. Die innerhalb von 30 min auf Handwärme abgekühlte Suspension wurde nun 10 min bei 4000 g zentrifugiert, der Überstand durch 0,2 µm Nylon-Spritzenfilter klarfiltriert und der Pigmentextrakt bis zur Analyse bei -20 °C gelagert.

Die Pigmente wurden durch eine **Hochdruck-Flüssigkeits-Chromatografie** (RP-HPLC, Komponenten von der Fa. GYNKOTEK) voneinander getrennt. Zur Trennung wurde eine C18-RP-Säule (ZORBAX ODS) und ein modifizierter Lösungsmittelgradient nach WOITKE et al. (1994) verwendet. Mit einem Diodenarraydetektor (UVD 340, GYNKOTEK) wurden die Pigmente anhand ihrer Retentionszeiten und Spektren identifiziert und über ihre Peakflächen im Chromatogramm quantifiziert. Wie in Tabelle 2 zu erkennen ist, lassen sich einige Pigmente bestimmten Algenklassen zuordnen.

Tabelle 2: Verteilung charakteristischer Pigmente in Algenklassen nach ROWAN (1989) (Zea = Zeaxanthin, Fuc = Fucoxanthin, Allo = Alloxanthin, Peri = Peridinin, X = Markerpigment, O = regelmäßig vorhanden, o = selten oder gering konzentriert)

Algenklassen	Chlorophylle		Carotinoide					
	a	b	Zea	Lutein	Fuc	Allo	Peridinin	β-Carotin
Blualgen	O		X					O
Grünalgen	O	X	o	X				O
Goldalgen	O			o	X			O
Kieselalgen	O				X			O
Kryptomonaden	O					X		O
Panzerflagellaten	O						X	O

Aus der Tabelle 2 geht hervor, daß Chlorophyll a in allen Algenklassen vorkommt. Es dient als häufig verwendeter Parameter der photoautotrophen Biomasse im Gewässer. Einige sogenannte Markerpigmente sind dagegen nur für eine oder zwei Algenklassen charakteristisch. Eine Berechnung des relativen Anteils einer Algenklasse aus den Pigmentkonzentrationen ist möglich, da die Markerpigmente mit dem Chlorophyll a Photosynthesekomplexe bilden und daher in einem stöchiometrischen Verhältnis zum Chlorophyll a stehen

(WILHELM & MANNS 1990). Die Quantifizierung der Algenklassen erfolgte nach WILHELM et al. (1995).

Die Algen wurden in Lebendproben taxonomisch auf Gattungs- bzw. Artniveau bestimmt. Die quantitative Phytoplanktonanalyse durch **mikroskopische Biovolumenbestimmung** erfolgte nach UTERMÖHL (1958). Die mikroskopischen Untersuchungen wurden von IDUS (Biologisch-Analytisches Umweltlabor GmbH, Ottendorf-Okrilla) durchgeführt. Um Ausfällungen oxidierter Eisenverbindungen aus den sauren Seen zu vermindern, wurden die mit Lugolscher Lösungen fixierten Proben vor der Sedimentation mit H₂SO₄ auf einen pH < 3 angesäuert.

2.2.3 Zeitliche Entwicklung

Wie man auf Abbildung 1 erkennt, können durch die HPLC-Pigmentanalyse fünf in Binnengewässern vorkommende Algenklassen im **Stöbritzer See** unterschieden werden. Das Phytoplankton bildet in diesem See, im Vergleich zu eutrophen neutralen Seen nur relativ geringe Biomassen mit Chlorophyll-Gehalten unter 10 µg Chl a/l aus. Innerhalb dieser Grenzen ist eine hohe Dynamik des Phytoplanktons zu verzeichnen: Die Chlorophyll a-Gehalte wiesen Minima im Hochsommer 1995 und 1996 (< 1 µg/l) und ein Maximum im Herbst 1996

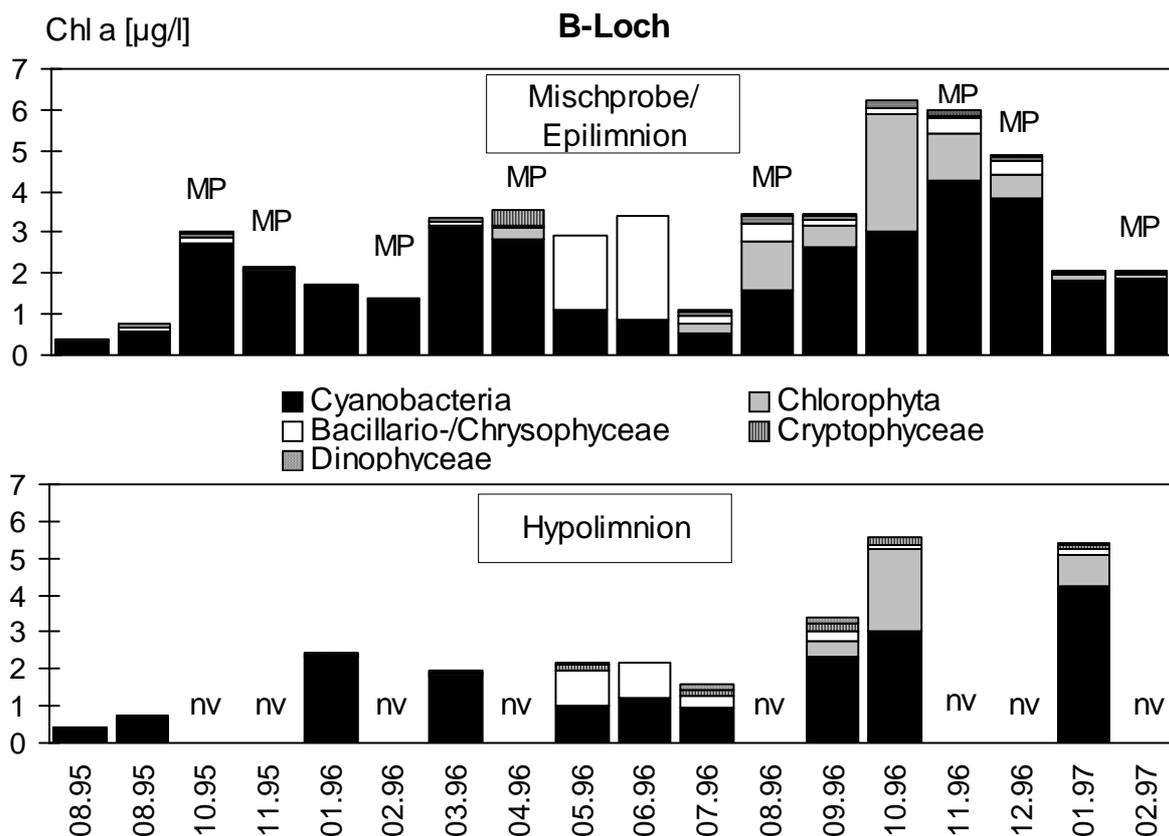


Abbildung 1: Phytoplanktonentwicklung im Stöbritzer See (B-Loch) entsprechend der Pigmentgehalte. Die Säulengröße entspricht den Chl a-Gehalten, die Markierung der relativen Zusammensetzung (MP = Mischprobe, nv = nicht vorhanden).

(bis 6,5 µg/l) auf. Auch bei der qualitativen Zusammensetzung des Phytoplanktons waren

recht große Unterschiede zu beobachten. Es dominierten eindeutig Blaualgen, vertreten durch die für mesotrophe Gewässer charakteristische *Planktothrix rubescens*, und *Synchaetococcus* im autotrophen Picoplankton. Im Mai und Juni 1996 waren außerdem Goldalgen mit den Spezies *Dinobryon divergens* und *Chrysochromulina parva* häufig vertreten. Im darauffolgenden Herbst, besonders im Oktober, waren die Grünalgen *Chlamydomonas* und *Elakatothrix* besonders häufig. Während der Stagnationsphasen waren nur geringe Unterschiede zwischen den oberen und unteren Wasserschichten zu beobachten. Die erwähnten Entwicklungen waren aber im Epilimnion deutlicher als im Hypolimnion.

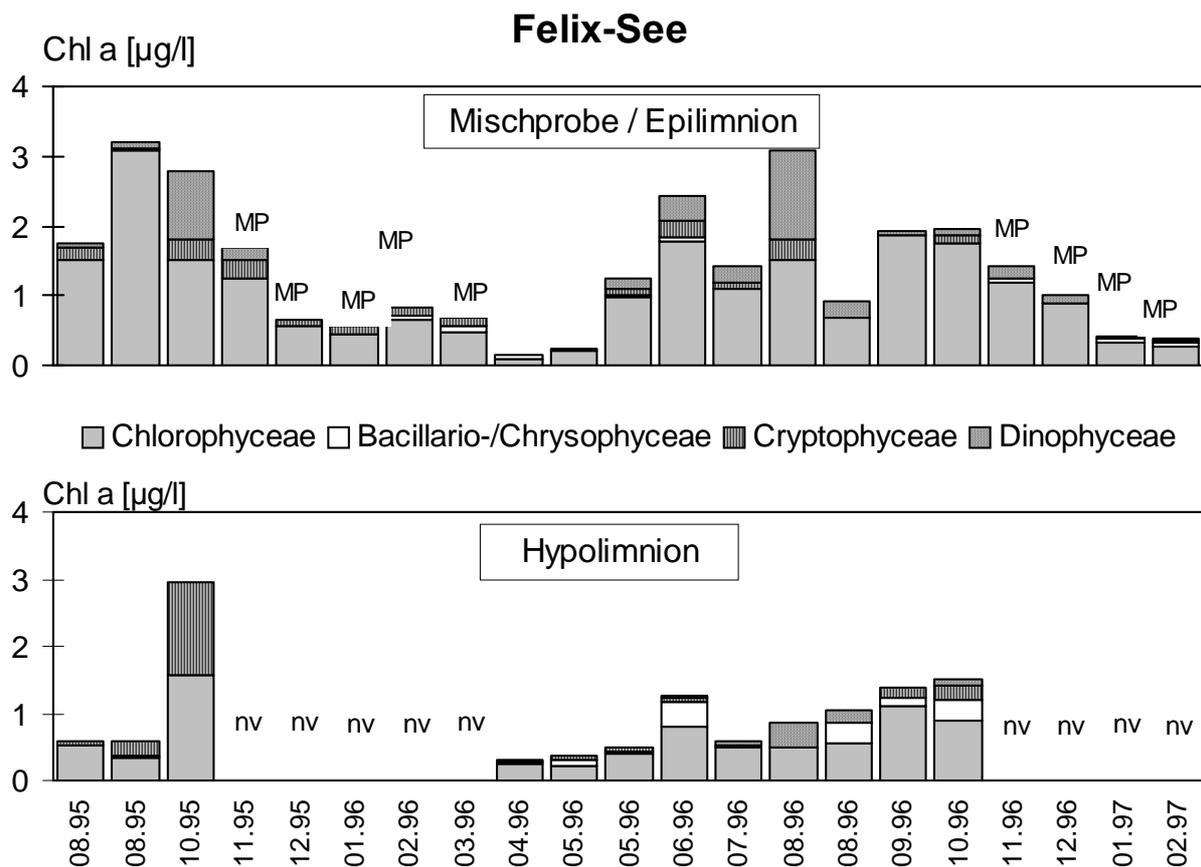


Abbildung 2: Phytoplanktonentwicklung im Felixsee entsprechend der Pigmentgehalte. Die Säulengröße entspricht den Chl a-Gehalten, die Markierung der relativen Zusammensetzung (MP = Mischprobe, nv = nicht vorhanden).

Auch im stark sauren **Felixsee** (Abb. 2) wurden nur geringe Chlorophyllgehalte gemessen. Die maximalen Chlorophyll a-Konzentrationen im August 1995 und 1996 lagen nur knapp über $3 \mu\text{g/l}$ und das Minimum wurde im April 1996 mit ca. $0,2 \mu\text{g Chl a/l}$ gemessen. Innerhalb dieser engen Grenzen waren deutliche Änderungen der Phytoplanktonentwicklung zu beobachten. Während der Stagnationsphasen wurde im Epilimnion meistens deutlich mehr Phytoplankton als im Hypolimnion registriert. Nur im Oktober 1995 wurde im Hypolimnion eine Chl a-Konzentration von $3 \mu\text{g/l}$ bestimmt. Blaualgen wie im Stöbriitzer See wurden nicht gefunden. Vorherrschende Phytoplankter waren Grünalgen der Gattungen *Ulothrix* und *Chlamydomonas* und die Panzerflagellaten *Peridinium umbonatum* und *Amphidinium elenkenii*, welche im Oktober 1995 und August 1996 im Epilimnion dominierten. Weitere

häufige Taxa in diesem See waren verschiedene Spezies der Gattung *Cryptomonas* und 1996 im Hypolimnion Goldalgen der Gattungen *Ochromonas*, *Synura* und *Chromulina*.

In dem ganzjährig stabil geschichteten **Waldsee** wurde aufgrund der für photoautotrophe Organismen ungünstigen Lebensbedingungen im lichtlosen Hypolimnion nur das Epilimnion untersucht. Weiterhin ist es aufgrund der sehr unregelmäßigen Probenahme in diesem Gewässer nicht möglich, klare Trends in der zeitlichen Abfolge des Phytoplanktons zu beschreiben. Dennoch fällt bei Betrachtung der Abbildung 3 auf, daß das Phytoplankton im Winter eine sehr hohe Biomasse entwickeln kann. So wurde im Januar 1996 mit 85 µg Chl a/l die höchste Algenbiomasse aller verglichenen Tagebauseen gemessen. Im Sommer dagegen können auch außerordentlich geringe Algenbiomassen (0,2 µg Chl a /l im Juni 1996) auftreten.

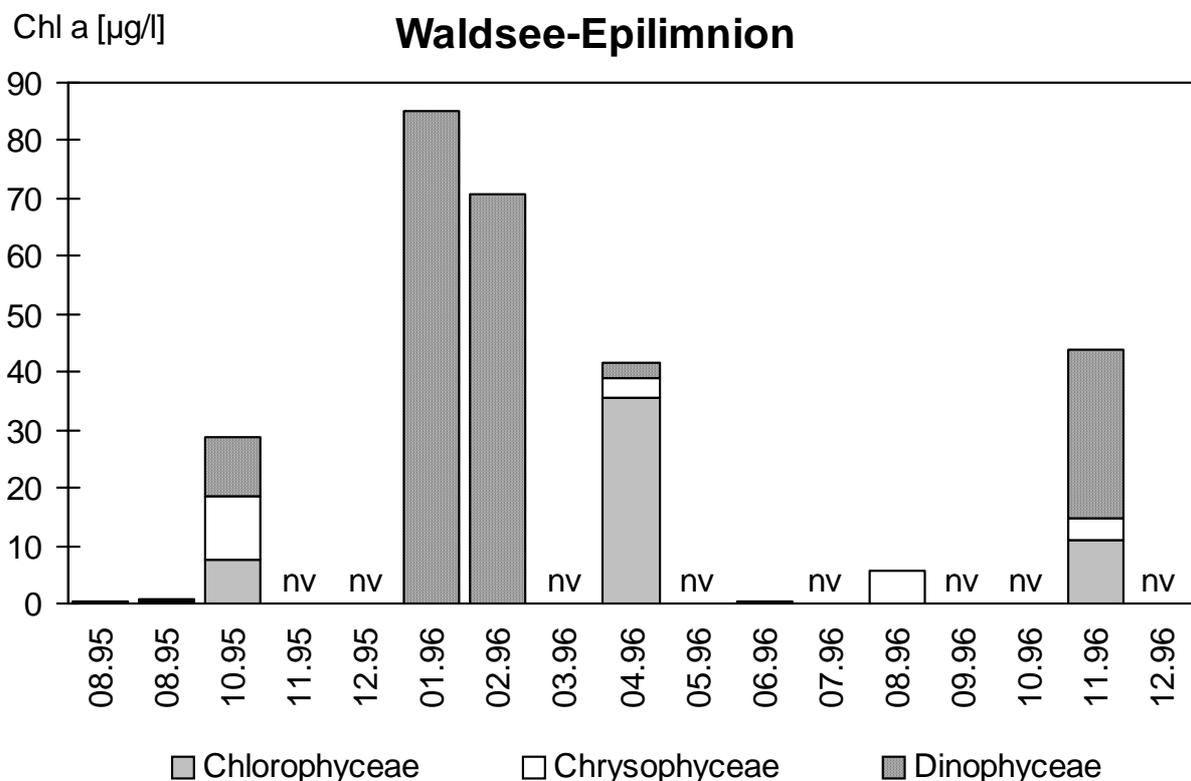


Abbildung 3: Phytoplanktonentwicklung im Waldsee-Epilimnion entsprechend der Pigmentgehalte. Die Säulengröße entspricht den Chl a-Gehalten, die Markierung der relativen Zusammensetzung (MP = Mischprobe, nv = nicht vorhanden).

Betrachtet man die qualitative Zusammensetzung des Phytoplanktons im Waldsee, so fällt auf, daß in diesem Gewässer nur noch 3 Algenklassen vorkommen. Die Algenblüten im Winter wurden dabei fast ausschließlich durch einen Panzerflagellaten der Gattung *Gymnodinium* hervorgerufen. Außerdem können sich im Waldsee auch Grünalgen relativ stark entwickeln. So wurden dort im April 1996 *Chlamydomonas*-Biomassen von 36 µg Chlorophyll a/l gemessen. Schließlich sind als charakteristische Gruppe auch noch die Goldalgen der Gattungen *Ochromonas* und *Chromulina* zu erwähnen, die zwar nur relativ geringe Biomassen entwickeln, in Zeiten geringer Algenbiomassen jedoch die Phytoplanktonbesiedlung dominieren können.

In dem stark sauren **Grünwalder See** (RL 117) bestand das Phytoplankton, wie auf Abbildung 4 erkenntlich, nur aus den 3 bereits im Waldsee nachgewiesenen Algenklassen. Ovale *Chlamydomonas*-Arten und *Ochromonas* waren über den gesamten Beobachtungszeitraum die vorherrschenden Gattungen und bildeten relativ konstante Anteile am Phytoplankton. Panzerflagellaten der Gattung *Gymnodinium* wurden nur im Winter und Frühjahr in sehr geringer Menge beobachtet. Wie in den anderen beschriebenen Tagebauseen ist auch in diesem See nur wenig Phytoplankton vorhanden. Die maximalen Chlorophyllkonzentrationen (Juli 1996 und Januar 1997) lagen mit 6,5 $\mu\text{g Chl a/l}$ zwar deutlich niedriger als im Waldsee, aber höher als im Felixsee. Im August 1996 wurden aber im Epilimnion Chlorophyllkonzentrationen von nur 0,14 $\mu\text{g/l}$ gemessen. Insgesamt läßt sich also für diesen See ebenfalls eine für Tagebauseen relativ hohe Dynamik des Phytoplanktons feststellen. Auffällig war auch, daß während der Stagnationsphase im Frühjahr und Sommer 1996 die Biomasse im Hypolimnion deutlich höher als im Epilimnion war. Es wurden keine Unterschiede in der relativen Zusammensetzung des Phytoplanktons beobachtet.

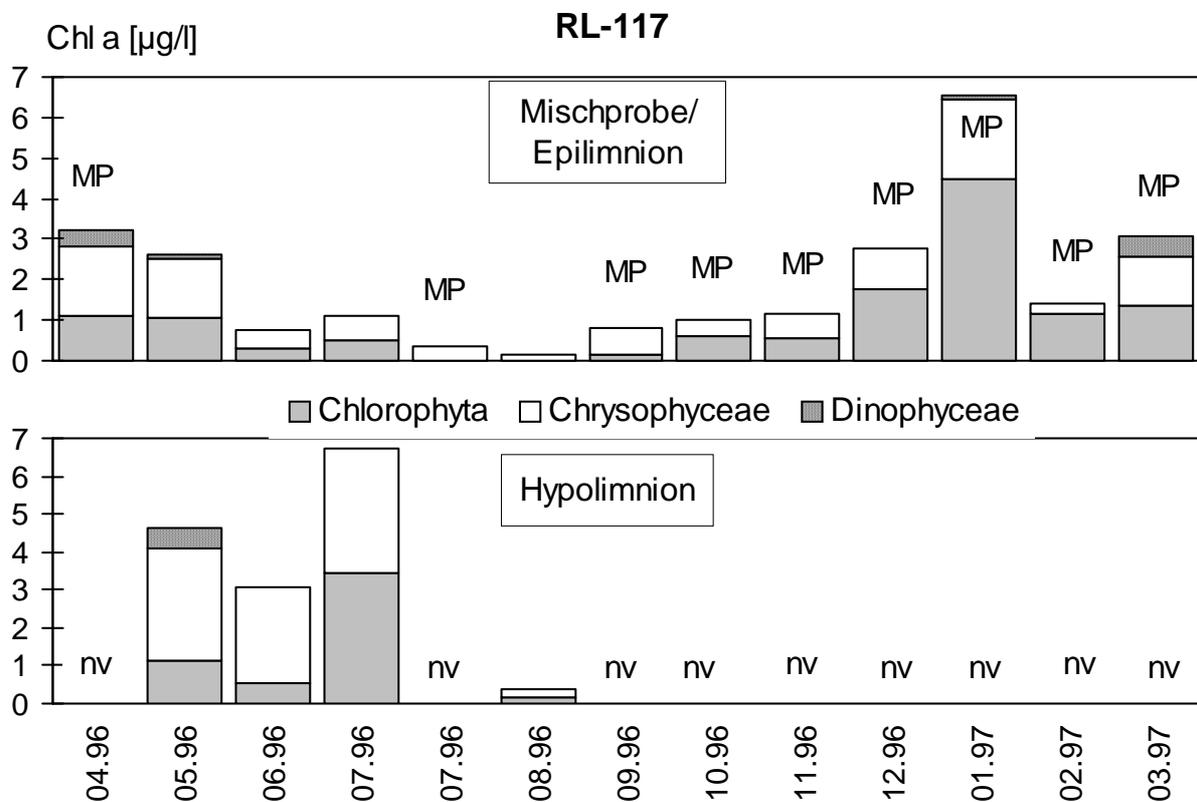


Abbildung 4: Phytoplanktonentwicklung im Grünwalder See (RL 117) entsprechend der Pigmentgehalte. Die Säulengröße entspricht den Chl a-Gehalten, die Markierung der relativen Zusammensetzung (MP = Mischprobe, nv = nicht vorhanden)

In dem fast ganzjährig stabil geschichteten extrem sauren **Plessa See** wird das Freiwasser auch nur von 3 Algenklassen besiedelt (s. Abbildung 5). Neben den in geringer Menge auftretenden Augenflagellaten *Lepocinclis ovum* und *Euglena acus* sind nur Spezies von *Ochromonas* (Goldalgen) und *Chlamydomonas* (Grünalgen) vertreten. Im Gegensatz zum Grünwalder See waren sowohl quantitativ als auch qualitativ ganzjährig große Unterschiede zwischen Epi- und Hypolimnion zu beobachten. Im Epilimnion dominierte *Ochromonas*, die aber nur eine Biomasse bis zu 2,5 $\mu\text{g Chl a/l}$ aufwies (Nov. 1995/96). Die zeitlichen Veränderungen waren dort insgesamt gering. Im Hypolimnion dagegen, wo *Chlamydomonas*

deutlich dominierte, wurden im August 1995 und 1996 maximale Chlorophyll-Werte bis zu 7,5 µg/l bestimmt. Im Winter dagegen wurden ähnlich geringe Biomassen (< 1 µg Chl a/l) wie im Epilimnion gemessen. Das Hypolimnion hat insgesamt eine deutlich höhere photoautotrophe Biomasse und weist eine für saure Tagebauseen relativ hohe Dynamik der zeitlichen Phytoplanktonentwicklung auf.

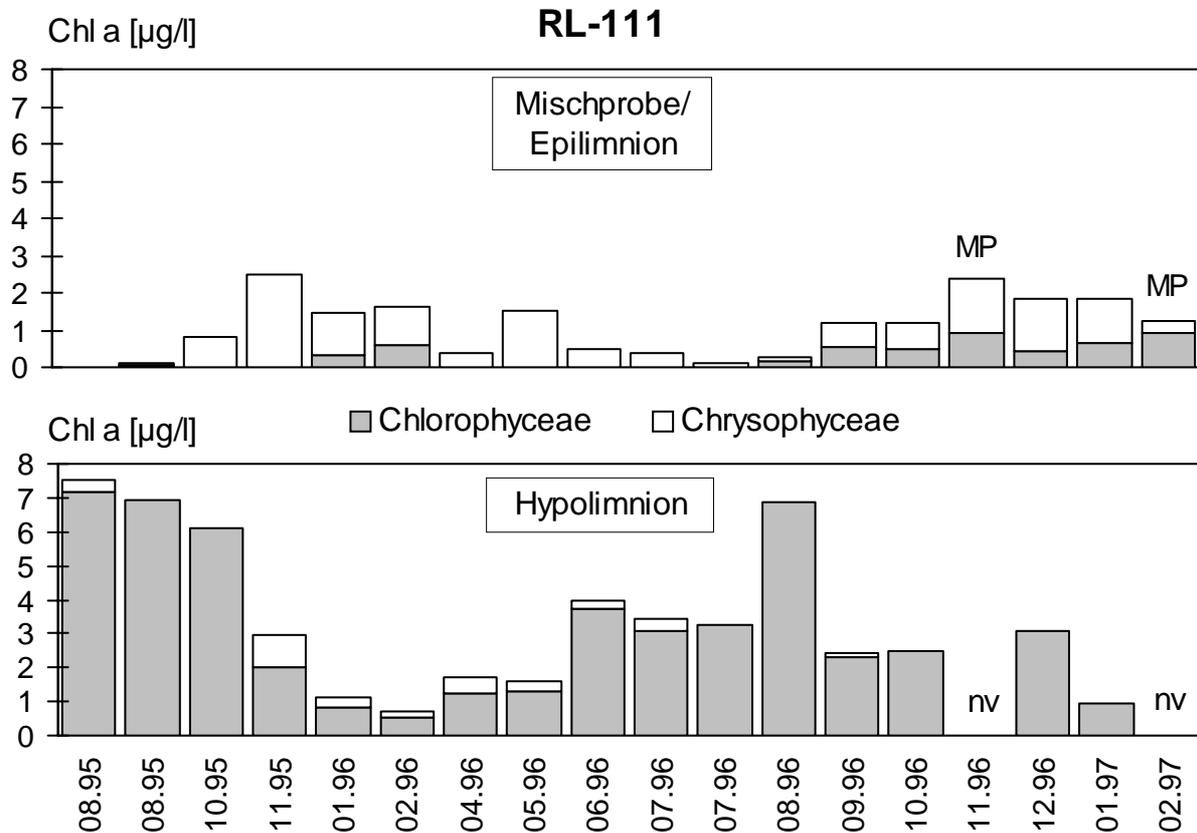


Abbildung 5: Phytoplanktonentwicklung im Plessa See (RL 111) entsprechend der Pigmentgehalte. Die Säulengröße entspricht den Chl a-Gehalten, die Markierung der relativen Zusammensetzung. (Chlorophyceae= *Chlamydomonas* + Euglenophyceae, MP = Mischprobe, nv = nicht vorhanden)

Auf Abbildung 6 erkennt man, daß der flache, extrem saure **Rotsee** (RL 107) nur eine geringe Dynamik der insgesamt äußerst geringen Phytoplanktonbiomasse aufweist. Die maximalen Chlorophyllkonzentrationen lagen im September 1996 bei nur 2 µg/l. Jahreszeitliche Unterschiede der Besiedlungsdichte waren insgesamt nicht deutlich auszumachen, wenngleich die Konzentrationen von September 1996 bis zur Beendigung der Untersuchung im März 1997 kontinuierlich abnahmen. Angesichts dieser geringen Gesamtmengen waren quantitative Unterschiede zwischen Epi- und Hypolimnion in Stagnationsphasen kaum auszumachen. Die auf zwei Taxa verminderte Besiedlung bestand im Epilimnion überwiegend aus *Ochromonas* und im Hypolimnion vorwiegend aus *Chlamydomonas*-Spezies. Qualitative Unterschiede der vertikalen Planktonzusammensetzung waren allerdings weniger deutlich als im Plessa See.

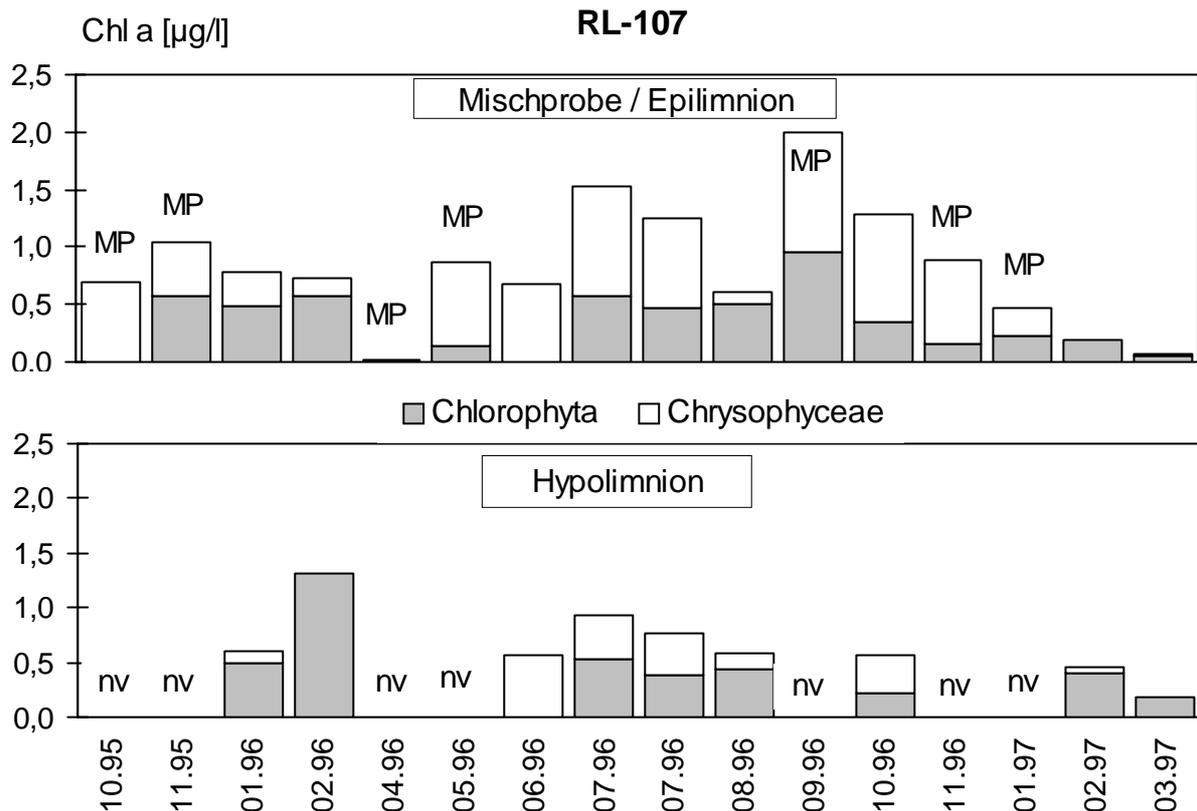


Abbildung 6: Monatliche Abfolge der Phytoplanktonentwicklung im Rotsee (RL 107) entsprechend der Pigmentgehalte: Säulengröße entspricht den Chl a-Gehalten, die Markierung der relativen Zusammensetzung. (MP = Mischprobe, nv = nicht vorhanden)

2.2.4 Diskussion

Aus dem vorliegenden Datenmaterial können einige charakteristische Merkmale der quantitativen Phytoplanktonbesiedlung und zeitlichen Dynamik in Tagebauseen in Abhängigkeit vom Chemismus abgeleitet werden. Wie in Tabelle 3 ersichtlich ist, wurden in der Region Plessa-Grünwalde bei guter Stickstoff- und mäßiger Phosphorversorgung (vgl. Tab. 1) insgesamt nur geringe mittlere Chlorophyll a-Konzentrationen bestimmt. Vorwiegend verantwortlich hierfür sind die geringen Mengen an gelöstem anorganischen Kohlenstoff, der bei einem pH unter 4,3 nur noch in Form von CO₂ vorliegt. In Tagebauseen scheint das Phytoplankton deshalb C-limitiert zu sein (KAPFER et al. in diesem Heft).

Im Waldsee konnten sich trotz der starken Versauerung - vor allem im Winter - hohe Algenbiomassen entwickeln. Die während der Wasserblüte fast ausschließlich vorhandene *Gymnodinium* wurde in besonders hoher Konzentration im Winter unter Eis gefunden. Durch die Eisschicht wurde möglicherweise ein Ausgasen des anorganischen Kohlenstoffs verhindert, und aufgrund der nun verbesserten Kohlenstoffversorgung eine Massentwicklung dieser Panzerflagellaten ermöglicht. MISCHKE et al. (1994) beobachteten die höchsten Phytoplanktonkonzentrationen an der Grenze zum Monimolimnion, was für eine Kohlenstoffversorgung dieser durch Geißeln beweglichen Algen aus dem nährstoffreichen Tiefenwasser spricht.

Tabelle 3: Relativer Vergleich der Quantität, Qualität und zeitlichen Dynamik des Phytoplanktons in den untersuchten Tagebauseen (μ = Mittelwert, stabw = Standardabweichung)

Tagebausee	Chl a-Konzentration [$\mu\text{g/l}$]			Algenklassen		charakteristische Taxa
	Epi (μ)	Epi (stabw)	Relation Epi : Hyp	Zahl	zeitliche Dynamik	
Stöbritzer See (RL B)	2,9	1,6	0,5	6	hoch	<i>Planktothrix rubescens</i> <i>Chrysochromulina parva</i> <i>Dinobryon divergens</i>
Felixsee	1,4	0,9	2,1	5	mäßig	<i>Peridinium umbonatum</i> <i>Cryptomonas</i> <i>Ulothrix</i>
Waldsee	30,9	30,3	3,3	4		<i>Gymnodinium</i> <i>Chlamydomonas</i> <i>Ochromonas</i>
Grünewalder See (RL 117)	1,9	1,7	0,3	3	mäßig	<i>Chlamydomonas</i> <i>Ochromonas</i> <i>Gymnodinium</i>
Plessa See (RL 111)	1,1	0,8	0,6	2	gering	<i>Chlamydomonas</i> <i>Ochromonas</i> Euglenophyceae
Rotsee (RL 107)	0,8	0,5	1,2	2	s. gering	<i>Chlamydomonas</i> <i>Ochromonas</i> <i>Chromulina</i>

Die taxonomische Vielfalt der Algen ist dagegen in erster Linie vom Versauerungsgrad des Gewässers abhängig. Im pH-neutralen Stöbritzer See wurden entsprechend Vertreter aus 6 Algenklassen nachgewiesen. Mit zunehmender Versauerung verringerte sich diese Zahl, bis unter den extrem sauren Verhältnissen im Rotsee nur noch 2 Algenklassen nachgewiesen werden konnten. BLOUIN (1989) fand bei seinen Untersuchungen in Seen Neuschottlands, die einen pH zwischen 4 und 5,5 aufweisen, daß die Planktondiversität mit abnehmendem pH

immer kleiner wird. Blaualgen sind dabei besonders empfindlich und kommen nur in pH-neutralen und alkalischen Gewässern vor.

FINDLAY & KASIAN (1990) beobachteten durch experimentelle Versauerung eines Gewässers eine entsprechende Verschiebung der Phytoplanktongesellschaft. Bei einem pH unterhalb 5,3 verschwanden Blaualgen und Kieselalgen, während Panzerflagellaten die dominierende Algenklasse des Phytoplanktons darstellten.

Auch NIXDORF et al. (im Druck) stellen fest, daß in Seen mit pH-Werten zwischen 2,9 und 3,8 Panzerflagellaten wie *Peridinium umbonatum* und *Gymnodinium* sowie einige *Cryptomonas*-Arten zeitweise relativ hohe Biomassen entwickeln und für sehr saure Gewässer charakteristisch sind. Auch einige Kieselalgen wurden gefunden, treten dort aber nur vereinzelt auf. Extrem versauerte Tagebauseen mit pH-Werten bis 2,2 werden fast ausschließlich durch pH-tolerante Grünalgen, Augenflagellaten und Goldalgen (*Ochromonas*, *Chromulina*) in vergleichsweise konstanten und geringen Abundanzen besiedelt.

Vergleiche zwischen Epi- und Hypolimnion während der Stagnationsphasen führten zu den gleichen Ergebnissen, die auch durch LIEPELT et al. (1997) während der Sommerstagnation 1996 beobachtet wurden. Unterschiede der Chlorophyllkonzentration in Epi- und Hypolimnion gehen aus der Relation in Tabelle 3 hervor. Hervorzuheben ist an den Seen der Region Plessa-Grünwalde besonders die Bevorzugung der tieferen Wasserschichten durch *Chlamydomonas*. Offensichtlich ist das geringere Lichtangebot in tieferen Wasserschichten für diese Algen ausreichend und die höheren Nährstoffkonzentrationen bieten dort bessere Lebensbedingungen als in höheren Wasserschichten.

Entsprechend der Artendiversität kann auch für pH-neutrale Gewässer eine hohe Dynamik der qualitativen Algenzusammensetzung festgestellt werden. Mit abnehmendem pH werden die zeitlichen Änderungen der relativen Klassenanteile am gesamten Phytoplankton zunehmend geringer, bis das Phytoplankton der extrem sauren Tagebauseen schließlich eine nahezu konstante Zusammensetzung aufweist.

Die zeitliche Entwicklung des Phytoplanktons wird also in Tagebauseen quantitativ durch das Nährstoffangebot und qualitativ durch den Versauerungsgrad gesteuert.

Danksagung

Für die gute materielle und personelle Unterstützung bei der Probenahme sei Dipl. Ing. Mike Kühne und Herrn Koebcke an dieser Stelle herzlich gedankt. Diese Arbeit wurde gefördert durch das BMBF (FKZ. 0339648).

2.2.5 Literatur

- BLOUIN, A. C. (1989): Patterns of plankton species, pH and associated water chemistry in Nova Scotia lakes. *Water Air Soil Pollut.* 46: 343-358.
- FINDLAY, D. L. & KASIAN, S. E. M. (1990): Phytoplankton communities of lakes experimentally acidified with sulfuric and nitric acids. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 1378-1386.
- KLAPPER, H. & SCHULTZE, M. (1995): Geogenically acidified mining lakes - living conditions and possibilities of Restoration. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 80 (4): 639-653.

- LIEPELT, A. E., MISCHKE, U. & LESSMANN, D. (1997): Die Vertikalverteilung des Phytoplanktons in Tagebauseen der Lausitz - Vergleich von 'in situ'-Fluoreszenzmessung, HPLC-Pigmentanalytik und mikroskopischer Bestimmung. DGL-Tagungsbericht 1996 (Schwedt), Krefeld 1997: 640-644.
- MISCHKE, U., RÜCKER, J., KAPFER, M. & NIXDORF, B. (1994): Besiedlungsstruktur und Interaktion im Plankton geogen versauerter Tagebaurestseen in der Lausitz. Erweiterte Zusammenfassungen der DGL-Jahrestagung 1994 in Hamburg: 700-704.
- NIXDORF, B., RÜCKER, J., KÖCHER, B. & DENEKE, R. (1995): Erste Ergebnisse zur Limnologie von Tagebaurestseen in Brandenburg unter besonderer Berücksichtigung der Besiedlung im Pelagial. In: GELLER, W. & PACKROFF, G. (Hrsg.): Abgrabungsseen - Risiken und Chancen. Limnologie aktuell 7: 39-52.
- NIXDORF, B., MISCHKE, U. & LESSMANN, D. (im Druck): Chrysophytes and Chlamydomonads: pioneers of colonialization in extremely acidic mining lakes (pH < 3) in Lusatia (Germany). Hydrobiologia.
- ROWAN, K.S. (1989): Photosynthetic pigments of algae. Cambridge University Press, Cambridge.
- UTERMÖHL, H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitt. d. Internat. Vereinig. Limnologie 9: 1-39.
- WILHELM, C., VOLKMAR, P., LOHMANN, C., BECKER, A. & MEYER, M. (1995): The HPLC-aided pigment analysis of phytoplankton cells as a powerful method in water quality control. J. Water SRT-Aqua 44: 132-141.
- WILHELM, C. & MANNS, F. (1990): Changes in pigmentation of phytoplankton species during growth and stationary phase - consequences for pigment reliability of pigment-based methods of biomass determination. J. Appl. Phycol. 3: 305-310.
- WOITKE, P., MARTIN, C.-D., NICKLISCH, S. & KOHL, J. G. (1994): HPLC-determination of lipophilic photosynthetic pigments in algal cultures and lake water samples using a non-encapped C18-RP-column. Fresenius J. Anal. Chem 348: 762-768.

2.3 Erste Ergebnisse zur Primärproduktion in extrem sauren Tagebauseen der Lausitz

Maria Kapfer, Ute Mischke, Kathrin Wollmann und Hartwig Krumbeck

2.3.1 Einleitung

In der Lausitz wird durch die Flutung von aufgelassenen Tagebaugebieten eine Wasserfläche von insgesamt 170 km² entstehen. Viele der bereits bestehenden Tagebauseen unterliegen einer starken geogenen Versauerung. Die chemische Oxidation der Eisensulfidminerale Markasit und Pyrit, die auf biologischem Weg durch die Bakterienart *Thiobacillus ferrooxidans* noch beschleunigt wird, bedingt die Bildung von Eisenhydroxiden und Schwefelsäure. Mit dem Wiederanstieg des Grundwassers werden diese Verbindungen in die aufgelassenen Tagebauflächen ausgewaschen. Es entstehen Seen, die durch extrem niedrige pH-Werte von ca. 2 - 3,5 und durch hohe Konzentrationen an gelösten Metallen charakterisiert sind. Das gelöste Eisen verursacht dabei oft eine charakteristische Rotfärbung des Wassers. Aufgrund der eingeschränkten Nutzungsmöglichkeiten dieser Seen wurden zahlreiche Konzepte entwickelt, um deren Wasserqualität durch eine pH-Erhöhung zu verbessern, z. B. durch Flutung mit neutralem Flußwasser, Kalkung oder Behandlung mit organischen Substanzen als Substrat für die bakterielle Sulfatreduktion zur Beschleunigung einer biogenen Neutralisierung (KLAPPER 1995). Jedoch sind diese Behandlungsmethoden meist aufwendig und teuer, und die Dauerhaftigkeit der Erfolge sowie unerwartete Sekundäreffekte sind bislang schwer abschätzbar. Voraussetzung für eine mögliche seeinterne Neutralisierung ist die Primärproduktion als Grundlage für die autochthone Bildung von organischer Substanz. Dieser Prozeß ist ebenso die Lebensgrundlage für Konsumenten und steuert damit die Ausbildung und Etablierung von Nahrungsnetzen in diesen extremen Lebensräumen. Jedoch verhindern sowohl die geringen pH-Werte als auch die hohen Metallgehalte die Besiedlung durch viele Phytoplanktonarten. Beide Faktoren bedeuten zudem erhöhten physiologischen Streß, der die Aktivität der Algen mindern kann (BRAKKE et al. 1992, OLAVESON & NALEWAJKO 1994). Eine Einschränkung der Primärproduktion scheint außerdem durch die geringe Verfügbarkeit an gelöstem anorganischem Kohlenstoff gegeben zu sein, worauf einige Untersuchungen an versauerten Seen hinweisen (LAZAREK 1985, GYURE et al. 1987, TURNER et al. 1991).

Dementsprechend zeigten die bisherigen Bestandsaufnahmen in zahlreichen extrem sauren Tagebauseen der Lausitz, daß die Besiedlung des Freiwassers durch eine geringe Artendiversität und überwiegend geringe Biomassen des Phytoplanktons gekennzeichnet ist. In einigen Seen konnten jedoch erhebliche Chlorophylltiefenmaxima gemessen werden, die auf eine hohe photosynthetische Aktivität hinweisen (NIXDORF et al. 1997, NIXDORF et al. im Druck).

Ziel der vorliegenden Untersuchungen war ein Vergleich der Primärproduktion in solchen Tiefenmaxima, im Epilimnion und im Litoral. Die Ergebnisse der Messungen in zwei Tagebauseen werden im Hinblick auf methodische Probleme und die Verfügbarkeit an Kohlenstoff und Nährstoffen diskutiert.

2.3.2 Untersuchungsgewässer und Methoden

Die hier dargestellten Untersuchungen wurden im Plessa See (Restloch 111) und Grünewalder See (Restloch 117) durchgeführt (Tab. 1). Beide Seen liegen im ehemaligen Tagebaugelände Plessa (bei Lauchhammer) und sind vor ca. 30 Jahren geflutet worden. Der Plessa See ist in drei Seebecken gegliedert und besitzt in seinem Uferbereich noch offene, unbewachsene Kippen. Aufgrund seiner hohen Eisenkonzentration (ca. 150 mg l⁻¹ Fe²⁺), ist er durch eine typische rostrote Färbung gekennzeichnet. Dagegen ist das Wasser des Grünewalder Sees trotz seines extrem versauerten Zulaufs klar. Er wurde erst 1996 in die Untersuchungen miteinbezogen.

Tabelle 1: Kenndaten der untersuchten Gewässer.

	Plessa See (Restloch 111)	Grünewalder See (Restloch 117)
pH	2,6	2,9
Fläche (km ²)	0,11	0,94
max. Tiefe (m)	10	14
SRP (µg l ⁻¹)*	10-20	5-10
NH ₄ -N (mg l ⁻¹)*	3,0	1,5
TIC (mg l ⁻¹)*	0-27	0-1,9
TOC (mg l ⁻¹)*	0-3,4	0-1,6

* Konzentrationsbereiche, die im Untersuchungszeitraum 1995/96 gemessen wurden (Daten des UFZ Magdeburg)

2.3.2.1 Chlorophyllgehalte und Phytoplankton

In beiden Seen war die Phytoplanktonbiomasse im Epilimnion und Litoral mit 0,5-5 µg Chl a l⁻¹ während des gesamten Untersuchungszeitraumes sehr gering und zeigte kaum jahreszeitliche Schwankungen. Im Hypolimnion des Plessa Sees traten von Frühjahr bis Herbst 1995 hohe Chlorophyllmaxima auf, die bis zu 43 µg Chl a l⁻¹ erreichten (Abb. 1). Im folgenden Jahr konnten zwar Phytoplanktoneinschichtungen in der Tiefe detektiert werden, die Chlorophyllgehalte waren jedoch meist nur wenig höher als im Epilimnion. Dabei war die Einschichtungstiefe des Phytoplanktons 1 bis 2 m geringer als 1995 und die im Vorjahr beobachtete Zunahme über die Sommermonate blieb aus. Im Grünewalder See gingen die Chlorophyllgehalte im Verlauf des Sommers 1996 sogar stark zurück (Abb. 1). Die Gehalte in der Tiefe waren hier ebenfalls im Vergleich zu Epilimnion- oder Litoralproben nur geringfügig erhöht.

Im Plessa See und im Grünewalder See herrschten das ganze Jahr über Chrysophyceen, dominiert durch *Ochromonas*, vor. Die Vertikalverteilung des Phytoplanktons war während des Sommers mit zunehmender Wassertiefe durch einen erhöhten Anteil an Grünalgen gekennzeichnet (*Chlamydomonas* bzw. *Chlorococcales*). Die Maxima des Biovolumens bildete jedoch zu allen Untersuchungsterminen *Ochromonas*, wobei sich die Populationen morphologisch unterscheiden (solitär bzw. sessil und koloniebildend). Für die im Plessa See häufigere solitäre *Ochromonas*-Form konnte eine mixotrophe Ernährungsweise nachgewiesen

werden, nachdem in DAPI-gefärbten Proben phagozytierte Bakterien in den Ochromonaszellen beobachtet werden konnten.

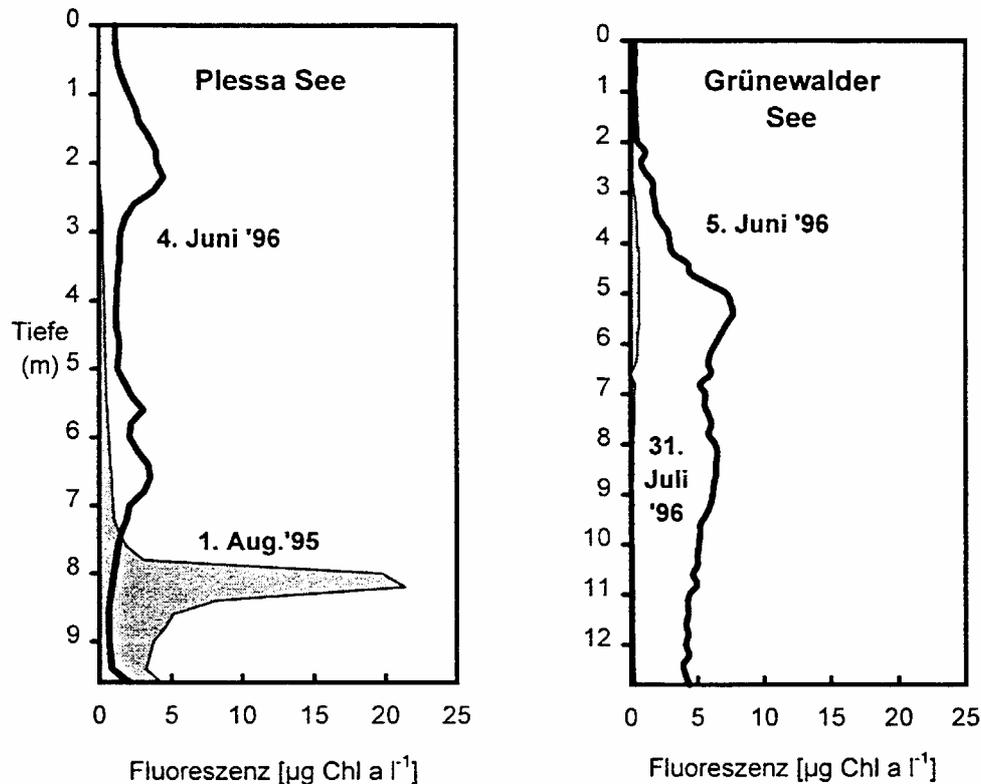


Abbildung 1: Vertikalverteilung des Chlorophylls (mit der Fluoreszenzsonde gemessen) im Plessa See (August 1995, Juni 1996) und Grünewalder See (Juni und Juli 1996)

2.3.2.2 Methodik zur Messung der Primärproduktion

Die Primärproduktionsmessungen wurden 1995 mit Hilfe der Hell-Dunkelflaschen-Methode (DIN 38412-L13, DEV 1983) im Plessa See durchgeführt. Es wurden je 3 Hell- und 3 Dunkelproben (ca. 120 ml) pro Tiefenstufe in situ inkubiert. Die Sauerstoffkonzentrationen wurden nach Winkler (DIN EN25813-G21, DEV 1993) bestimmt. Da bekannt ist, daß bei dieser Methode in der Gegenwart von hohen Eisenkonzentrationen der Sauerstoffgehalt überschätzt wird (BUSWELL 1923), wurden Parallelmessungen mit einer Sauerstoffsonde (WTW 325) durchgeführt, die jedoch gut vergleichbare Ergebnisse ergaben. Allerdings war zur Auflösung der Niederschläge vor der Titration eine höhere Menge an Phosphorsäure erforderlich, um dadurch die Eisenionen zu binden.

Seit 1996 wurde die ^{14}C -Methode angewandt. Allerdings gibt es Einwände gegen den Einsatz dieser Methode in den extrem sauren Tagebauseen: Die als $\text{NaH}^{14}\text{CO}_3$ zugegebene Aktivität könnte während der Inkubation und der Aufbereitung als CO_2 entweichen. Jedoch sind die Wiederfindungsraten der Gesamtaktivität mit meist 90 - 95 % nach der Inkubation sehr hoch, sofern man einer Entgasung durch eine luftblasenfreie Inkubation und eine zügige Handhabung bei der Probenweiterverarbeitung entgegenwirkt. Auch SATAKE & SAIJO (1974) fanden nach 24 Stunden etwa 95% der zu extrem sauren Wasserproben (Vulkansee pH 1,9) hinzugegebenen Aktivität wieder. Der zweite Einwand stellt die Frage nach einer

möglichen Erhöhung der Primärproduktion in den kohlenstoffarmen Proben durch die Substratzugabe. In diesem Zusammenhang wurde ein Limitierungsversuch durchgeführt, in dem Wasserproben des Koschensees (pH 3,1) mit verschiedenen Mengen an gelöstem anorganischen Kohlenstoff versetzt wurden (Endkonzentrationen 0,5 - 6,7 mg C l⁻¹). Eine Limitierung scheint erst unterhalb von 1 mg C l⁻¹ eine Rolle zu spielen, bei höheren Konzentrationen konnte keine Erhöhung der Primärproduktion beobachtet werden. In den hier vorgestellten Messungen wurde die zugegebene Menge an Aktivität sehr gering gehalten, so daß der TIC-Gehalt nur in Spuren erhöht wurde (5 µg C l⁻¹).

An den Meßtagen wurden die Wasserproben im Labor mit NaH¹⁴CO₃ (39000 Bq/25 ml) beimpft. Je zwei Hell- und eine Dunkelprobe wurden für 4 Stunden in einem Lichtinkubator exponiert. Die Lichtintensitäten entsprachen weitgehend den in situ Bedingungen im Plessa See, während sie 3 bis 10mal niedriger als im Grünewalder See waren.

Tabelle 2: Photosynthetisch relevante Faktoren an den Probenahmestellen im August 1995 und Juni/Juli 1996. Die Chlorophyllwerte sind um die Phaeophytinabsorption korrigiert (DIN 38412-L16).

Plessa See (August 95)	0,5 m	2 m	4 m	6 m	Tiefenmax. 8 m
Chlorophyll a (µg l ⁻¹)	0,8	0,6	0,6	2,2	15
PAR (µE m ⁻² s ⁻¹)	ca. 390	ca. 120	ca. 35	ca. 10	ca. 4
TIC (mg l ⁻¹)	< 1	< 1	1,1	2,1	3,8
SRP (µg l ⁻¹)	17	20	20	19	20
Plessa See (Juni 96)	Litoral 0,4 m	Epilimnion 0 - 2 m		Tiefenmax. 6,8 m	
Chlorophyll a (µg l ⁻¹)	2,1	2,0		1,8	
PAR (µE m ⁻² s ⁻¹) im Inkubator	113	113		4,5	
TIC (mg l ⁻¹)	0,2	1,9		13,7	
SRP (µg l ⁻¹)	8	13		28	
Grünewalder See (Juni 96)	Litoral 0,4 m	Epilimnion 0 - 2 m		Tiefenmax. 5,5 m	14 m (Juli 96)
Chlorophyll a (µg l ⁻¹)	1,1	1,0		3,2	<0,1
PAR (µE m ⁻² s ⁻¹) im Inkubator	113	113		4,5	1,9
TIC (mg l ⁻¹)	0,1	0,1		0,2	4,9
SRP (µg l ⁻¹)	2	8		9	n.b.

2.3.3 Ergebnisse

2.3.3.1 Chemisch-physikalische Bedingungen an den Meßtagen

Im Folgenden werden die Ergebnisse aus zwei Meßkampagnen vom August 1995 im Plessa See und im Juni/Juli 1996 im Plessa See und Grünewalder See dargestellt. Die Auswahl der beprobten Tiefenstufen erfolgte anhand der aktuellen Temperaturverteilung und der

Fluoreszenzsignale im Tiefenprofil der Seen (Abb. 1). Die wichtigsten Meßwerte an den Probenahmestellen sind in Tabelle 2 zusammengefaßt. Während im Epilimnion und Litoral der Seen die TIC-Konzentration (Total Inorganic Carbon) immer unter 1 mg l^{-1} lag, zeigte sich mit der Tiefe eine schwache Zunahme im Grünewalder See und 1995 im Plessa See. Bemerkenswert sind die hohen Konzentrationen, die 1996 im Hypolimnion des Plessa Sees auftraten und über Grund meist über 20 mg TIC l^{-1} erreichten.

2.3.3.2 Ergebnisse der Primärproduktionsmessungen

Die Primärproduktionsmessungen vom August 1995 im Plessa See ergaben während der Inkubation nur sehr geringe Änderungen der Sauerstoffkonzentrationen. Die Ergebnisse lagen meist im Bereich der Nachweisgrenze der Methode ($3 - 20 \text{ mg C m}^{-3}$, STRICKLAND & PARSONS 1972, zit. in WETZEL & LIKENS 1991). In fast allen Tiefen wurden negative Nettoproduktionsraten bestimmt, d. h. der O_2 -Verbrauch durch zehrende Prozesse war höher als die O_2 -Produktion durch die Photosynthese (Abb. 2). Doch auch die höchste Produktion, die in 8 m Tiefe gemessen wurde, war mit $64 \text{ } \mu\text{g O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (bzw. $22,5 \text{ } \mu\text{g C l}^{-1} \text{ h}^{-1}$) Bruttoproduktion sehr gering. Die spezifische Produktionsrate betrug hier $1,5 \text{ mg C (mg Chl a)}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (vgl. Tab. 3).

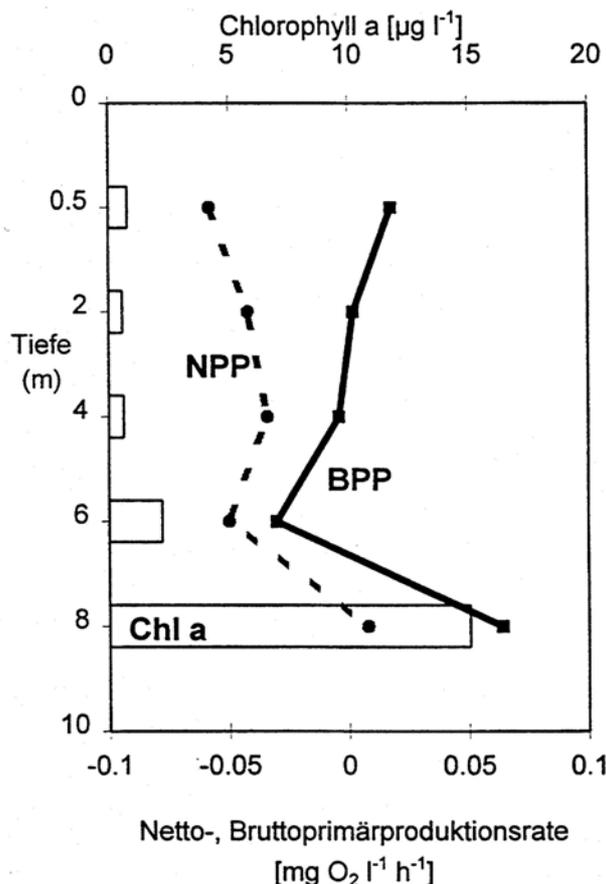


Abbildung 2: Tiefenprofil der Primärproduktionsraten im Plessa See (August 1995), gemessen mit der Sauerstoffmethode. BPP = Bruttoprimärproduktionsrate, NPP = Nettoprimärproduktionsrate, Chl a = Chlorophyll

Die Messungen mit der ^{14}C -Methode, ergaben im Plessa See mit bis zu $5,8 \mu\text{g C l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ insgesamt deutlich höhere Primärproduktionsraten (= Hellfixierung - Dunkelfixierung) als im Grünewalder See ($< 0,1 \mu\text{g C l}^{-1} \text{ h}^{-1}$, Abb. 3). Auffällig waren die hohen Fixierungsraten im Hypolimnion der beiden Seen, wobei diese in den Dunkelansätzen stets höher als im Hellen waren. Eine Berechnung allein auf der Basis der Hellfixierung führt bei der 14 m-Probe des Grünewalder Sees, in der nur $0,1 \mu\text{g l}^{-1}$ Chlorophyll a gemessen wurden, zu einer unrealistisch hohen spezifischen Produktionsrate von $18 \text{ mg C (mg Chl a)}^{-1} \text{ h}^{-1}$ bzw. einer photosynthetischen Effizienz von $2650 \text{ mg C (mg Chl a)}^{-1} \text{ E}^{-1} \text{ m}^{-2}$ (bekannter Bereich $2 - 37 \text{ mg C (mg Chl a)}^{-1} \text{ E}^{-1} \text{ m}^{-2}$, REYNOLDS 1984).

Ein Vergleich der spezifischen Produktionsraten in den untersuchten Seen mit denen anderer Gewässer zeigt, daß die Raten als relativ gering einzuschätzen sind. Möglicherweise ist die Photosyntheseaktivität durch den Säurestress reduziert oder durch andere Faktoren limitiert (vgl. Diskussion). Für neutrale Gewässer sind spezifische Produktionsraten zwischen $4 - 6 \text{ mg C (mg Chl a)}^{-1} \text{ h}^{-1}$ häufig (WETZEL 1975).

Tabelle 3: Vergleich von spezifischen Produktionsraten in verschiedenen Seen

SPEZ. PROD. RATE $\text{mg C (mg Chl a)}^{-1} \text{ h}^{-1}$		SEEN	QUELLE
0,7 - 2,9	pH 2,6	Plessa See (Epilimnion) 1996	
0,06 - 0,32	pH 2,9	Grünewalder See (Epilimnion) 1996	
0,1 - 1,3	pH 2,7	Reservoir 29, Indiana, USA	GYURE et al. (1987)
0,4 - 0,7	dystroph	Hakojärvi, Finnland 1969	HAMMER (1980)
3,0	oligotroph	Vorderer Finstertaler See, Österreich 1968-70	HAMMER (1980)
3,2	eutroph	Abbot's Pond, England 1968-69	HAMMER (1980)
3,75	mesotroph	Trummen, Schweden 1972	HAMMER (1980)
7,9	mesotroph	Neusiedlersee, Österreich 1968-70	HAMMER (1980)

2.3.4 Diskussion

2.3.4.1 Anwendbarkeit der Methoden

Die Anwendung der Sauerstoffmethode zur Messung der Primärproduktion erwies sich im Plessa See als problematisch, da die Konzentrationsänderungen sehr gering waren und die Sauerstoffproduktion des Phytoplanktons durch zehrende Prozesse stark überlagert wurde. Hier spielen insbesondere Photoredoxprozesse eine Rolle, die neben der Bildung von Fe(II) zu einer teilweisen Mineralisierung des organischen Kohlenstoffs (DOC) führen. Dies ist eine mögliche Erklärung für die negative Bruttoproduktionsrate, die in 6 m Tiefe gemessen wurde (Abb. 2), da in diesem Fall unter (Schwach-)Lichteinfluß mehr Sauerstoff als in den Dunkelproben verbraucht wurde. Die Relevanz dieser photochemischen Umsetzungen im Plessa See konnte anhand der Jahrgänge der vertikalen Konzentrationsverteilung von DOC und Fe(II) dokumentiert werden (HERZSPRUNG et al. eingereicht). Umgekehrt können -

lichtunabhängig - die chemische Oxidation von Fe(II) zu Fe(III) sowie mikrobielle Zehrungsprozesse die Sauerstoffproduktion überlagern. Insgesamt erwies sich somit die Sauerstoffmethode für stark eisenhaltige und gleichzeitig relativ unproduktive Gewässer, wie den Plessa See, als ungeeignet bzw. zu unempfindlich.

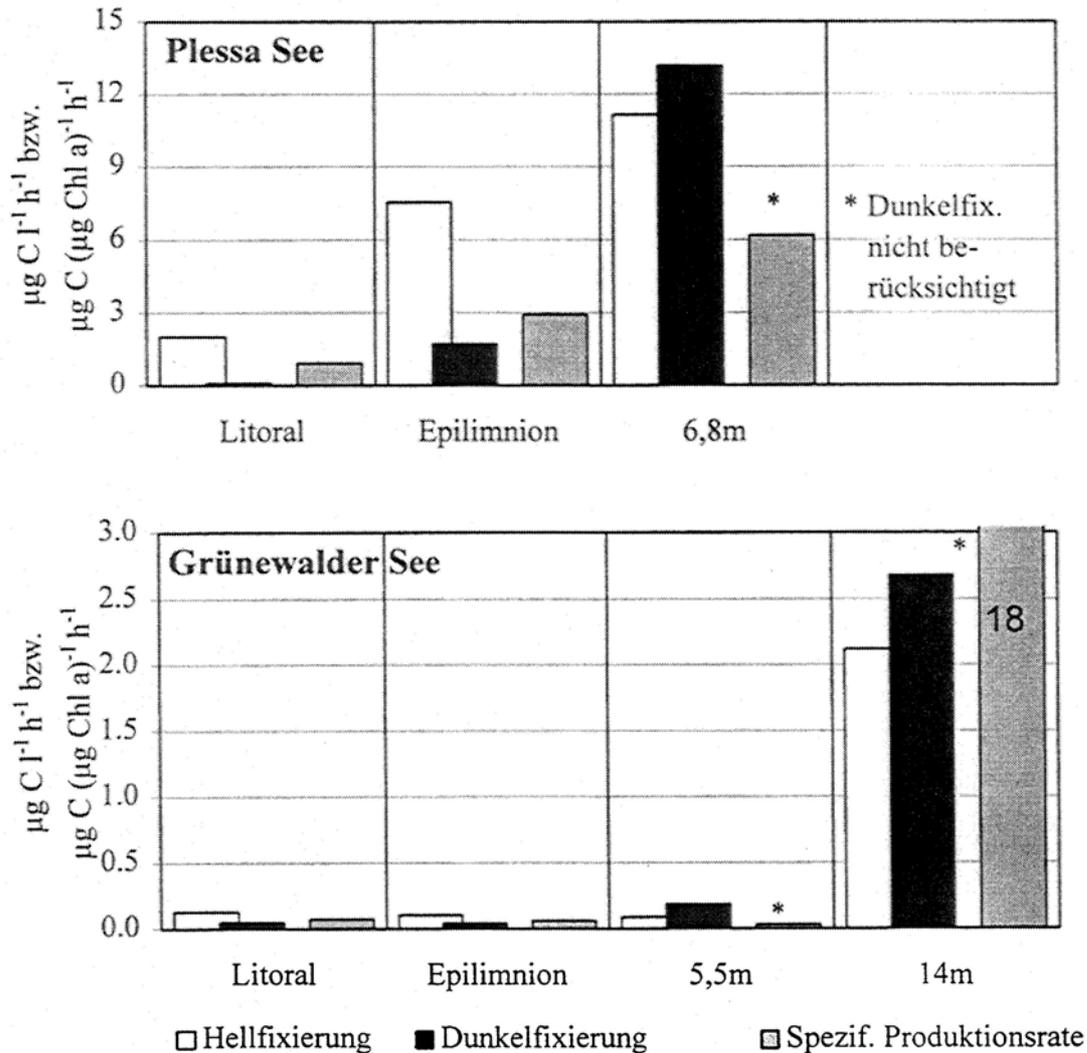


Abbildung 3: Primärproduktionsraten in verschiedenen Tiefen des Plessa Sees und des Grünewalder Sees im Juni/Juli 1996, gemessen mit der ^{14}C -Methode.

Nachdem die ursprünglichen Vorbehalte gegen die Anwendung der ^{14}C -Methode ausgeräumt werden konnten (vgl. 2.3.2.2), ergaben sich neue Probleme: In den hypolimnischen Proben traten außergewöhnlich hohe Fixierungsraten auf, die in den Dunkelansätzen meist höher als in den Hellansätzen waren (vgl. Abb. 3). Demnach lassen sich diese nicht oder nur zum Teil auf die Photosynthese zurückführen. Für eine nicht-photosynthetische Kohlenstofffixierung könnten folgende Prozesse in Frage kommen:

- Eine metabolische Dunkelfixierung durch das Phytoplankton selbst: Sowohl eine Reaktion im Krebszyklus (LEGENDRE et al. 1983) als auch die anaplerotische Karboxylierung können hohe Dunkelfixierungsraten verursachen. Bislang sind jedoch Raten, die allein auf diese Prozesse zurückzuführen wären, in dieser Größenordnung nicht bekannt.

- Ein Teil des ^{14}C könnte während der Inkubation der Versuchsansätze durch die chemische Bindung an kolloidale Eisenverbindungen festgelegt worden sein und somit eine erhöhte Fixierungsrate vortäuschen (GOLDMAN & MASON 1962). Dabei begünstigten vermutlich entsprechende Redox- und Lichtbedingungen diesen Prozeß in den hypolimnischen Proben.
- Eine wesentliche Rolle bei der Assimilation des ^{14}C spielen vermutlich chemoautotrophe Bakterien, insbesondere Eisenoxidierer wie *Thiobacillus ferrooxidans*, die in den stark eisenhaltigen Tagebauseen häufig sind und bevorzugt in tieferen Gewässerschichten mit höheren Fe(II)-Konzentrationen auftreten.

Da jedoch die Ursachen bislang nicht endgültig geklärt sind, wird mittlerweile ein zusätzlicher Versuchsansatz gemessen. Dabei wird eine Hellprobe mit dem spezifischen Photosynthesehemmstoff DCMU (Dichlorphenyl-dimethylharnstoff) inkubiert. So ist es möglich, zwischen der Kohlenstofffixierung durch Photosynthese und der durch andere Prozesse zu unterscheiden (LEGENDRE et al. 1983, CLAVIER & BOUCHER 1992).

2.3.4.2 Limitierende Faktoren der Primärproduktion in Tagebauseen

Die hier vorgestellten Ergebnisse zeigen in den untersuchten Gewässern, insbesondere im Grünwalder See geringe Primärproduktionsraten ($<0,1 - 5,8 \mu\text{g C l}^{-1} \text{ h}^{-1}$). Sie liegen in derselben Größenordnung wie im neutralen, oligo-mesotrophen Stöbriitzer See (Restloch B, Schlabendorfer Felder). Hier wurden Raten zwischen $1-2 \mu\text{g C l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ gemessen, die vermutlich aufgrund der geringen Phosphatkonzentrationen so niedrig sind. Die in neutralen Gewässern vorherrschende Limitierung durch Phosphor oder Stickstoff spielt jedoch in den untersuchten sauren Seen vermutlich nur eine untergeordnete Rolle. Die Ammoniumkonzentrationen sind - wie in den meisten Tagebauseen - mit ca. $1,5-3 \text{ mg NH}_4\text{-N l}^{-1}$ generell sehr hoch (Tab. 1). Eine zeitweise Phosphorlimitierung ist im Grünwalder See möglich, da die SRP-Konzentrationen meist unter $10 \mu\text{g l}^{-1}$ lagen (Tab. 1). Vermutlich ist aber die geringe Verfügbarkeit des anorganischen Kohlenstoffs ($<1 \text{ mg TIC l}^{-1}$) die Hauptursache für die geringe Primärproduktion im Epilimnion und Litoral. Die Zunahme der Konzentration mit der Tiefe könnte dementsprechend die Einschichtung der Phytoflagellaten in lichtarmen Tiefen erklären. Ähnliche Tiefenchlorophyllmaxima wurden in einer Reihe von anderen sauren Seen beschrieben (FEE 1976, GYURE et al. 1987, KETTLE et al. 1987). Als Ursachen wurden die höhere Verfügbarkeit von Stickstoff, Phosphat und/oder CO_2 durch das verstärkte chemische und bakterielle Nährstoffrecycling im Sediment diskutiert. Schließlich kann auch die Vertikalverteilung des organischen Kohlenstoffs (TOC) die Einschichtung mixotropher Flagellaten, wie sie im Plessa See vorkommen, steuern. Generell sind die Konzentrationen hier sehr gering und erreichen über dem Sediment ca. 3 mg l^{-1} . Vermutlich schichtet sich die spezialisierte Phytoplanktongemeinschaft, die in extrem sauren Seen vorwiegend aus autotrophen und mixotrophen Flagellaten zusammengesetzt ist (ALMER et al. 1978, SCHINDLER 1992), in den für sie optimalen Tiefen ein, wo entweder ausreichend organischer Kohlenstoff oder anorganischer Kohlenstoff und Licht verfügbar sind. In diesem Zusammenhang kann eine Untersuchung der tagesperiodischen Wanderungen weitere Anhaltspunkte über die angewandte 'Strategie' der Phytoflagellaten geben, durch die sie sich an die extremen Bedingungen anpassen.

Danksagung

Wir danken den Kollegen Mike Kühne und Jörg Koebecke für die gewissenhafte Durchführung der Probenahmen und den Mitarbeitern des UFZ Magdeburg für die Bereitstellung der chemisch-physikalischen Daten, insbesondere Herrn Dr. Herzsprung für alle Kohlenstoff- und Nährstoffanalysen. Die vorliegenden Untersuchungen werden durch die LMBV und das BMBF gefördert (FKZ 0339648).

2.3.5 Literatur

- ALMER, B., DICKSON, W., EKSTRÖM, C. & HÖRNSTRÖM, E. (1978): Sulfur pollution and the aquatic ecosystem. In: NRIAGU, J.O. (ed.): Sulfur in the Environment (Part 2). Ecological Impacts, New York: 271-311.
- BRASSE, D. F. (Rapporteur), BAKER, J. P., BÖHMER, J., HARTMANN, A., HAVAS, M., JENKINS, A., KELLY, C., ORMEROD, S. J., PACES, T., PUTZ, R., ROSSELAND, B.O., SCHINDLER, D.W. & SEGNER, H. (1992): Group report: Physiological and ecological effects of acidification on aquatic biota. In: STEINBERG, C. E. W. & WRIGHT, R. F.: Acidification of Freshwater Ecosystems. Implications for the Future. John Wiley & Sons, Chichester: 275-312.
- BUSWELL, A. M. & GALLAHER, W. U. (1923): Determination of dissolved oxygen in the presence of iron salts. Ind. and Eng. Chem. 15 (11): 1186-1188.
- CLAVIER, C. G. J. & BOUCHER, G. (1992): The use of photosynthesis inhibitor (DCMU) for *in situ* metabolic and primary production studies on soft bottom benthos. Hydrobiologia 246: 141-145.
- DEUTSCHE EINHEITSVERFAHREN ZUR WASSER-, ABWASSER- UND SCHLAMMUNTERSUCHUNG (DEV). Verlag Chemie, Weinheim 1983 - 1997.
- FEE, E. J. (1976): The vertical and seasonal distribution of chlorophyll in lakes of the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario: Implications for primary production estimates. Limnol. Oceanogr. 21 (6): 767-783.
- GOLDMAN, C. R. & MASON, D. T. (1962): Inorganic precipitation of carbon in productivity experiments utilizing carbon-14. Science 136: 1049-1050.
- GYURE, R. A., KONOPKA, A., BROOKS, A & DOEMEL, W. (1987): Algal and bacterial activities in acidic (pH 3) strip mine lakes. Appl. Env. Microbiol. 53 (9): 2069-2076.
- HERZSPRUNG, P., FRIESE, K., WINKLER, M., PACKROFF, G., WENDT-POTTHOFF, K. & SCHIMMELE, M. (eingereicht): Vertical and annual distribution of ferric and ferrous iron in acidic mining lakes. Acta Hydrochim. Hydrobiol.
- KETTLE, W. D., MOFFET, M. F. & deNOYELLES, F. Jr. (1987): Vertical distribution of zooplankton in an experimentally acidified lake containing a metalimnetic phytoplankton peak. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44 (Suppl.1): 91-95.
- KLAPPER, H. (1995): Forschung an Berbaurestseen - Wege zu einer sinnvollen Wassergütebewirtschaftung. - In: GELLER, W. & PACKROFF, G. (Hrsg.): Abgrabungsseen - Risiken und Chancen. Limnologie aktuell 7: 1-25.
- LAZAREK, S. (1985): Epiphytic algal production in the acidified Lake Gardsjön, SW Sweden. Ecological Bulletins 37: 213-218.
- LEGENDRE, L., DEMERS, S., YENTSCH, C. & YENTSCH, C. S. (1983): The ¹⁴C method: Patterns of dark CO₂ fixation and DCMU correction to replace the dark bottle. Limnol. Oceanogr. 28: 996-1003.
- NIXDORF, B., LESSMANN, D., GRÜNEWALD, U. & UHLMANN, W. (1997): Limnology of extremely acidic mining lakes in Lusatia (Eastern Germany) and their fate between

- acidity and eutrophication. Conference on Acid Rock Drainage, Canada 1997, Proceedings Vol. IV: 1745-1760.
- NIXDORF, B., MISCHKE, U. & LESSMANN, D. (im Druck): Chrysophyta and Chlorophyta - pioneers in acidic mining lakes in Lusatia (Germany). *Hydrobiologia*.
- OLAVESON, M.M & NALEWAJKO, C. (1994): Acid rain and freshwater algae. *Arch. Hydrobiol. Beih.* 42: 99-123.
- REYNOLDS, C. S. (1984): The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press.
- SATAKE, K. & SAIJO, Y. (1974): Carbon dioxide content and metabolic acitivity of microorganisms in some acid lakes in Japan. *Limnol. Oceanogr.* 19: 331-338.
- SCHINDLER, D. W. (1992): Changes caused by acidification to the biodiversity: productivity and biogeochemical cycles of lakes. In: STEINBERG, C. E. W. & WRIGHT, R. F.: *Acidification of Freshwater Ecosystems. Implications for the Future.* John Wiley & Sons, Chichester: 153-164.
- TURNER, M. A., HOWELL, E. T., SUMMERBY, M., HESSLEIN, R. H., FINDLAY, D. L. & JACKSON, M. B. (1991): Changes in epilithon and epiphyton associated with experimental acidification of a lake to pH 5. *Limnol. Oceanogr.* 36 (7): 1390-1405.
- HAMMER, U. T. (1980): Geographical variations. In: WESTLAKE, D. F. (coord.): *Primary Production.* In: LE CREN, E. D. & LOWE-McCONNELL, R. H. (eds.): *The functioning of freshwater ecosystems.* International Biological Program, Vol. 22. Cambridge University Press: 141 - 246.
- WETZEL, R. G. (1975): *Limnology.* 2nd ed. Saunders, Philadelphia.
- WETZEL, R. G. & LIKENS, G. E. (1991): *Limnological analyses.* 2nd ed. Springer Verlag, New York.

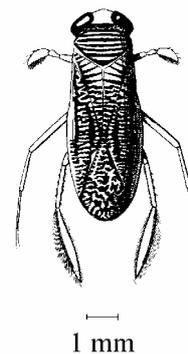
2.4 Vorkommen von Wasserwanzen (Corixidae, Heteroptera) in Tagebauseen der Lausitz

Kathrin Wollmann

2.4.1 Einleitung

Die Tagebauseen in der Niederlausitz sind entweder neutral oder gehören dem geogen extrem versauerten Typus an. Die letzteren stellen aufgrund ihrer pH-Werte von häufig kleiner als 3 und gleichzeitig hohen Elektrolytgehalten limnische Extrembiotope dar. Die Nahrungsnetze in diesen Gewässern sind sehr stark reduziert, so können insbesondere Fische nicht unter den vorherrschenden Bedingungen existieren. Crustaceen, die typischen Primärkonsumenten in allen eutrophen Seen, fehlen im Pelagial der extrem sauren Tagebauseen fast vollständig und Rotatorien kommen nur in geringer Artenzahl vor (DENEKE 1997). Wesentliche Elemente dieser Lebensgemeinschaften sind jedoch, bedingt durch eine hohe Toleranz gegenüber den ungünstigen Lebensbedingungen, Wasserkäfer, Chironomidenlarven und zahlreiche Corixidenarten (=Wasserwanzen) (Hemiptera, Heteroptera).

Das Ziel dieser Untersuchung ist die qualitative Erfassung der Wasserwanzen in ausgewählten Tagebauseen, um einen ersten Einblick in die Bedeutung dieser Gruppe für das Nahrungsnetz der Tagebauseen zu gewinnen. Die Untersuchung wurde im Rahmen des BMBF-Projektes 'Leitbilder für naturnahe Bereiche', Teilthema 'Nahrungsnetzbeziehungen im Pelagial' durchgeführt, welches sich mit der Aufklärung des Ist-Zustandes der Tagebauseen und der Entwicklung von Leitbildern beschäftigt.



Sigara dorsalis (SAVAGE 1989)

2.4.2 Methode

Fünf eisengepufferte Tagebauseen mit einem pH < 3, ein aluminiumgepuffertes Gewässer mit einem pH um 3,5 und ein neutraler Tagebausee wurden untersucht (Tab. 1). An insgesamt sechs Probenahmeterminen 1995 und 1996 wurden in den untersuchten Gewässern Unterwasserlichtfallen nach ENGELMANN (1973) eingesetzt, wobei 1995 je eine im Litoral und eine im Pelagial und 1996 je zwei Fallen ausgebracht wurden. Auf diese Weise sollten Unterschiede des Artenspektrums zwischen diesen beiden Habitaten erfaßt werden. Die Expositionszeit betrug pro Falle eine Stunde. Die Bestimmung der in 75 %igem Ethanol fixierten Corixiden erfolgte mit einem Stereomikroskop (6-40fache Vergrößerung) nach SAVAGE (1989), JANSSON (1986), NIESER (1982) und HÖREGOTT & JORDAN (1954).

2.4.3 Die Untersuchungsgewässer

In Tabelle 1 sind einige Merkmale der untersuchten Tagebauseen aufgeführt. Der Plessa See (RL 111) und der Lichtenauer See (RL F) sind mit Basenkapazitäten ($K_{B4,3}$) über 10 mmol/l

bzw. über 3 mmol/l und pH-Werten kleiner als 3 als 'extrem sauer II' bzw. 'extrem sauer I' gemäß der Klassifizierung von LESSMANN et al. (in diesem Heft) einzustufen. Der Rotsee (RL 107) erhält mit über 20 mmol/l und einem pH kleiner als 2,6 den Säuregrad 'extrem sauer II'. Diese Seen fallen durch ihren rotgefärbten Wasserkörper auf. Das Epilimnion des Waldsees, der aluminiumgepufferte Felixsee und der Grünwalder See (RL 117) mit Basenkapazitäten von maximal 2,5 mmol/l weisen bereits Crustaceen auf (DENEKE 1997). Der Waldsee ist aufgrund einer chemischen Schichtung meromiktisch, sein Monimolimnion ist anaerob. Der Stöbritzer See (RL B) ist neutral, er ist durch Fische besiedelt.

Tabelle 1: Kurze Charakterisierung der untersuchten Tagebauseen.

See	Fläche [ha]	z _{max} [m]	Trophie	Säure- klasse	pH	Leitf. [µS/cm]	Fe [mg/l]	Al [mg/l]
Felixsee	11	17,5	oligo- meso	stark sauer	3,4-3,8	440-520	0,3	3
Waldsee mixo monimo	ca. 1	5,5	meso	stark sauer nicht sauer	2,8-3,2 6,5-7	710-1610	12 176	0,2
Stöbritzer See (B-Loch)	5,5	10,5	oligo- meso	nicht sauer	7,3-8,1	950- 1040	0,15	0,05
Lichtenauer See (F-Loch-Süd)	120	4	oligo	extrem sauer I	2,4-2,6	2350	118	20
Rotsee (RL 107)	10	3	oligo	extrem sauer II	2,2-2,4	2300- 4900	400	40
Plessa See (RL 111)	11	10	oligo	extrem sauer II	2,2-2,7	2000- 2800	155	35
Grünwalder See (RL 117)	94	14	oligo	stark sauer	2,8-3,1	1300		n. v.

2.4.4 Ergebnisse

2.4.4.1 Artenspektrum

Das Arteninventar der Wasserwanzen der untersuchten Tagebauseen ist in Tabelle 2 dargestellt. In allen untersuchten Tagebauseen wurden Corixiden nachgewiesen. Neben 12 Wasserwanzenarten aus der Familie der Corixiden wurde *Iliocoris cimicoides* aus der Familie der Naucoridae und der Rückenschwimmer *Notonecta glauca* (Notonectidae) gefunden.

Im Rotsee (RL 107), der bezüglich seiner abiotischen Parameter einen Extremfall darstellt (Tab. 1), wurden nur Einzelexemplare von *Sigara nigrolineata* gefangen. Es wurden jedoch auch Nymphen, die flugunfähigen Jungstadien der Wasserwanzen, in diesem See gefangen. Die omnivore Pionierart *S. nigrolineata* wurde als eine charakteristische Art des Litorals in allen sauren Gewässern gefunden, nicht aber im neutralen Stöbritzer See.

Tabelle 2: Arteninventar der Wasserwanzen und ihre prozentuale Verteilung auf Litoral (Lit) und Pelagial (Pel) der untersuchten Tagebauseen. Die Ernährungsweise (E) ist durch Nummern gekennzeichnet: 1: carnivor, 2: omnivor, 3: algivor, 4: detritivor. Über die Nahrung der Micronectinae ist bisher wenig bekannt. Die trophische Einteilung erfolgte nach POPHAM et al. (1984) und BAKONYI (1978).

Tagebausee		Rotsee		Lichtenau		Plessa		Grünewald		Wald		Felix		Stöbritz	
Artenzahl d. Corixiden		1		2		8		5		6		9		5	
Habitat	E	Lit	Pel	Lit	Pel	Lit	Pel	Lit	Pel	Lit	Pel	Lit	Pel	Lit	Pel
<i>G. p. propinqua</i>	1					1,2		0,2	0,2		13,3	21,1	40,2		
<i>A. germari</i>				9,1	2,3	0,6		27,5	67,2			11,1	8,2		
<i>Corixa dentipes</i>							1,4			0,2	26,7		1,3	0,3	
<i>Callicorixa praeusta</i>							1,4					6,7		1,3	8,3
<i>Iliocoris cimicoides</i>												6,7			16,7
<i>Notonecta glauca</i>														16,7	
<i>Corixa punctata</i>	2														8,3
<i>S. n. nigrolineata</i>			100	86,4	2,3	82,3		2,4	1,7	26,7		14,1			
<i>S. distincta</i>										6,7		0,6			
<i>S. semistriata</i>										13,3					8,3
<i>S. striata</i>						0,4	0,2								
<i>S. concinna</i>	3					7,6	3,6	0,2	0,2			0,3	0,2		
<i>S. falleni</i>						0,8	0,8					0,2	0,3	8,3	
<i>S. lateralis</i>	4														8,3
Micronectinae												0,8		33,3	

2.4.4.2 Einfluß des pH-Wertes auf die Artenzahl

Die beim Phytoplankton (NIXDORF et al. im Druck) und beim Zooplankton (DENEKE 1997) vorhandene Abhängigkeit der Artenzahl vom pH-Wert kann bei den Wasserwanzen bisher nur bedingt festgestellt werden (Abb. 1). Zwar ist insgesamt der Trend einer Zunahme der Artenzahl entlang des aufsteigenden pH - Gradienten zu beobachten, jedoch wurden im Plessa See (RL 111) acht Arten festgestellt, obwohl er der Aziditätsklasse 'extrem sauer II' angehört, im Lichtenauer See (RL F) dagegen nur zwei Arten. Die Zahl der Probenahmen muß für eine abschließende Beurteilung der Artenzahl in Abhängigkeit von der Aziditätsklasse noch erhöht werden. Es ist anzumerken, daß der Lichtenauer See (RL F) aus sicherheitstechnischen Gründen nur einmal beprobt werden konnte und sich die Artenzahl bei häufigerer Beprobung möglicherweise erhöht hätte. Im Waldsee mit der Aziditätsklasse 'stark sauer' wurden zusammen mit *Iliocoris cimicoides* (Naucoridae) 7 Arten gefangen, im Restloch 117 mit dem gleichen pH-Bereich waren es nur fünf Arten. Im Felixsee (Versauerungsgrad: 'stark sauer') wurde mit 9 Arten die höchste Artenzahl festgestellt. Im Gegensatz zu der höheren Artenzahl des Phyto- und Zooplanktons in neutralen Seen nimmt sie bei den Corixiden (fünf Arten) im neutralen Stöbritzer See wieder ab. Allerdings wurden dort neben den Corixiden noch *Iliocoris cimicoides* und *Notonecta glauca* gefangen.

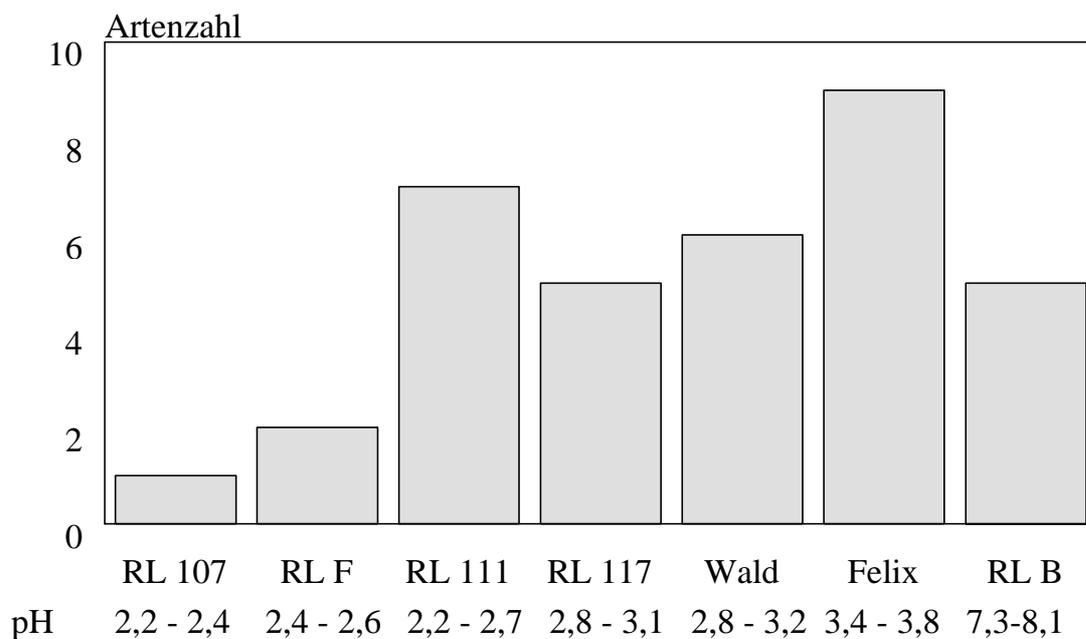


Abbildung 1: Artenzahl der Wasserwanzen (Corixiden) in den Tagebauseen geordnet entlang des pH-Gradienten

2.4.4.3 Besiedlung von Litoral und Pelagial

Abbildung 2 zeigt das Verhältnis der Besiedlung des Litorals und des Pelagials durch die Corixiden im Monat August 1995 und 1996. Der überwiegende Anteil sowohl der Individuen als auch der Arten wurde im Litoral festgestellt. Im Plessa See (RL 111) und im Lichtenauer See (RL F) wurden die pelagischen Arten *Glaenocorisa p. propinqua* und *Arctocorisa germari* überwiegend im Litoral angetroffen. Im Grünewalder See und im Felixsee wurde

dagegen auch das Pelagial bzw. das Profundal von *A. germari* besiedelt. Im Felixsee wurde außerdem *G. p. propinqua* im Pelagial gefangen. Die Anzahl der Corixiden im Pelagial übertraf im August 1996 in diesen beiden Seen jene des Litorals. Das Pelagial des neutralen Stöbriitzer Sees wies keine Corixiden auf.

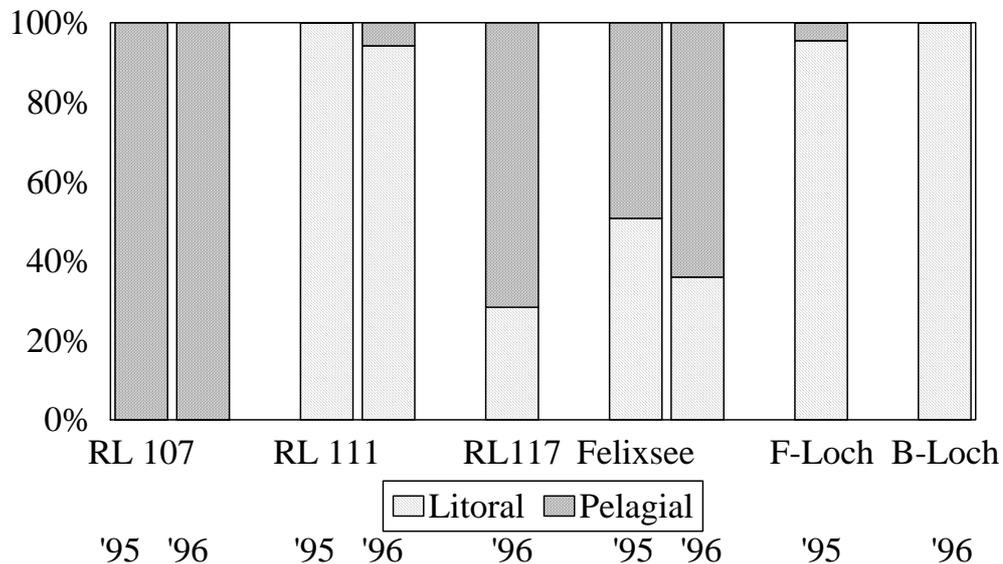


Abbildung 2: Verteilung der Corixidengesamtfänge auf die Habitate Litoral und Pelagial im August 1995 und 1996.

2.4.5 Diskussion

2.4.5.1 Artenspektrum

Verglichen mit dem Phytoplankton (NIXDORF et al. im Druck) und Zooplankton (DENEKE 1997), ist die Artenzahl der Wasserwanzen in den sauren Tagebauseen mit 10 Arten allein aus der Familie der Corixiden und einer Art aus einer weiteren Wasserwanzenfamilie in den Tagebauseen hoch. In der 'Großen Fuchskuhle', einem natürlich sauren Moorsee in Norddeutschland wurden nur sechs Arten festgestellt, wobei *G. p. propinqua* 88-99 % der Zönose ausmachte, gefolgt von *A. germari* (HEINS 1993). HENRIKSON & OSCARSON (1985) fingen in drei schwedischen anthropogen versauerten Seen mit pH-Werten zwischen 4,6 und 5,3 insgesamt sieben Corixidenarten, wobei *G. p. propinqua* ebenfalls die dominierende Art war (85-90 %) und *A. germari* gemeinsam mit *Cymatia bonsdorffii* das zweithäufigste Vorkommen aufwies.

2.4.5.2 Einfluß des pH-Wertes auf das Vorkommen von Corixiden

Corixiden sind keine säureadaptierten Spezialisten, sie dominieren eher aufgrund ihrer hohen Säuretoleranz und des Fehlens von Konkurrenten und Prädatoren. Trotzdem wird ihre Ionenbalance durch Säurestress negativ beeinflusst (VANGENECHTEN et al. 1979). Eine Erhöhung des pH Wertes von 4,5 auf über 7 durch Kalkung - ohne eine Neubesetzung mit Fischen - ergab eine sechsfache Erhöhung der Abundanz von *G. p. propinqua* und *C. bonsdorffii* (HENRIKSON & OSCARSON 1984). Fischbesatz hingegen limitiert das

Vorkommen von *G. p. propinqua* (HENRIKSON & OSCARSON 1978) und anderen Corixiden (MACAN 1965). In den anthropogen versauerten Seen Skandinaviens sind Corixiden ebenfalls die dominierende Gruppe (NILSSEN 1980, HENRIKSON & OSCARSON 1981).

2.4.5.3 Beziehungen zwischen Ernährungsweise und Habitatwahl

Verglichen mit natürlichen Seen sind die Räuber-Beute-Beziehungen in extrem sauren Tagebauseen verändert und auf wenige Komponenten reduziert. Der überwiegende Anteil der Wasserwanzen in den Tagebauseen ist carnivor bzw. omnivor. *G. p. propinqua* und *A. germari* besiedeln üblicherweise das Pelagial der Gewässer (HENRIKSON & OSCARSON 1985). Sie wurden in den extrem sauren Tagebauseen Plessa See (RL 111) und im wesentlichen auch im Lichtenauer See (RL F), aber nur im Litoral, angetroffen. Möglicherweise fehlt ihnen im Pelagial dieser extremen Seen die Nahrungsgrundlage, z. B. Crustaceen. Während *G. p. propinqua* als Räuber aller Arten von Zooplankton bekannt ist (NYMAN et al. 1985), sind in den extrem sauren Seen vermutlich die Chironomidenlarven ihre Hauptnahrungsquelle. *A. germari*, die im Grünewalder See dominierte, wurde in einigen Fällen mit Tubificiden in den Palae gefangen. Im Felixsee, wo den räuberischen Corixiden auch Crustaceen als Beuteorganismen zur Verfügung stehen, wurde *G. p. propinqua* auch im Pelagial gefangen. Die Chironomiden, die nach ersten Laborversuchen die Hauptnahrungsquelle der carnivoren Wasserwanzen bilden, besiedeln ebenfalls das Litoral der untersuchten Gewässer und sind somit in diesem Habitat für die Corixiden leicht zugänglich. Als detritivorer und algivorer Nahrungsanteil kommen im Litoral außerdem allochthones partikuläres Material und die Sedimentaufwuchsalgen *Euglena* und *Eunotia* (KAPFER 1997) in Frage.

Für *G. p. propinqua* und *A. germari* ist die Abwesenheit von Fischen die Voraussetzung, da sie aufgrund ihrer Größe, ihrer Mobilität und durch die Notwendigkeit an die Wasseroberfläche zu schwimmen, um Luft zu holen, eine geeignete Beute für die sich visuell orientierenden Räuber darstellen (BRETT 1989, EVANS 1989). *G. p. propinqua* ist in der Lage in atmosphärisch versauerten, fischfreien Seen die Rolle der Top-Prädatoren zu übernehmen (HENRIKSON & OSCARSON 1981). Im neutralen Stöbritzer See wurden die Corixiden vollständig von den Fischen aus dem Pelagial verdrängt. Dort ist das Artenspektrum der Wasserwanzen durch die Fische, denen sie als Beuteorganismen dienen, gegenüber den sauren Seen verändert. Es wurden dort Arten gefunden, die Räubervermeidungsstrategien gegen den Fraßdruck der Fische aufweisen. Zu diesen Strategien gehören z. B. die geringe Größe der Micronectinae, die Fähigkeit von *I. cimicoides*, seinen Sauerstoffbedarf unter Wasser zu decken und nicht an die Wasseroberfläche schwimmen zu müssen oder das Nutzen der Vegetation durch die Rückenschwimmer, um sich vor räuberischen Fischen zu schützen (WALLS et al. 1990).

Für das Verständnis der Stoffumsetzungsprozesse wird es neben der Untersuchung der carnivoren Corixiden von Bedeutung sein, die Nahrungsgrundlage der omnivoren und detritivoren Corixiden und der Chironomidenlarven als Konsumenten von partikulärem organischen Material zu untersuchen, da die autochthone Produktion und die Biomasse in den Tagebauseen sehr gering sind.

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei Mike Kühne bedanken, der mich bei allen Probennahmen unterstützte.

2.4.6 Literatur

- BAKONYI, G. (1978): Contribution to the knowledge of the feeding habits of some waterboatmen: *Sigara* spp. (Heteroptera Corixidae). Folia Entomologica Hungarica 31: 19-24.
- BRETT, M. T. (1989): The distribution of free - swimming macroinvertebrates in acidic lakes of Maine: the role of fish predation. Aqua Fennica 19: 113-118.
- DENEKE, R. (1997): Vergleichende Untersuchungen des Zooplanktons in 20 extrem sauren Tagebaurestseen der Lausitz. Deutsche Gesellschaft für Limnologie. Tagungsbericht 1996: S. 502.
- ENGELMANN, H.-D. (1973): Eine Lichtfalle für den Insektenfang unter Wasser. Entom. Abh. Mus. Tierk. Dresden 39 (4): 244-246.
- EVANS, R. A. (1989): Response of limnetic Insect populations of two acidic, fishless lakes to liming and Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46: 342-351.
- HEINS, A. (1993): Zur ökologischen Bedeutung der Corixiden (Hemiptera, Heteroptera) im Pelagial der "Großen Fuchskuhle", mit Anmerkungen zu *Chaoborus* (Diptera, Chaoboridae). Diplomarbeit. Fachbereich Biologie, Freie Universität Berlin, 55 Seiten.
- HENRIKSON, L. & OSCARSON, H. G. (1978): Fish predation limiting abundance and distribution of *Glaenocorisa p. propinqua*. Oikos 31: 102-105.
- HENRIKSON, L. & OSCARSON, H. G. (1981): Corixids (Hemiptera-Heteroptera), the new top-predators in acidified lakes. Verh. Int. Ver. theor. angew. Limn. 21: 1616-1620.
- HENRIKSON, L. & OSCARSON, H. G. (1984): Lime influence on macroinvertebrate zooplankton predators. Rep. Inst.Freshw.Res., Drottingholm 61: 93-103.
- HENRIKSON, L. & OSCARSON, H. G. (1985): Waterbugs (Corixidae, Hemiptera - Heteroptera) in acidified lakes, habitat selection and adaptations. Ecol. Bull. 37: 232-238.
- HÖREGOTT, H. & JORDAN, K. H. C. (1954): Bestimmungstabelle der Weibchen deutscher Corixiden (Heteroptera: Corixidae). Beiträge zur Entomologie 4: 578-594.
- JANSSON, A. (1986): The Corixidae (Heteroptera) of Europe and some adjacent regions. Acta Entomologica Fennica 47: 1-94.
- KAPFER, M. (1997): Untersuchungen zur Besiedlung und Primärproduktion der benthischen Algen im Litoral von Tagebaurestseen der Lausitz. Poster. Workshop Wissenschaftszentrum der Universität Bayreuth.
- MACAN, T. T. (1965): Predation as a factor in the ecology of waterbugs. J. Anim. Ecol. 34: 691-698.
- NIESER, N. (1982): De Nederlands water-en oppervlakte wantsen. Wetenschappelijke meddelingen. K.n.N.V. 155, Nieuw wegein.
- NILSSEN, J. P. (1980): Acidification of a small watershed in southern Norway and some characteristics of acidic aquatic environments. Int. Revue ges. Hydrobiol. 65: 177-207.
- NIXDORF, B., MISCHKE, U. & LESSMANN, D. (im Druck): Occurrence and dynamics of Chrysophyta and Chlorophyta across a trophic and acidic gradient in mining lakes in East Germany. Hydrobiologia.
- NYMAN, H. G., OSCARSON, H. G., & STENSON, J. A. E. (1985): Impact of invertebrate predators on the zooplankton composition in acid forest lakes. Ecol. Bull. 37: 239-243.

- POPHAM, E. J., BRYANT, M. T. & SAVAGE, A. A. (1984): The role of front legs of British corixid bugs in feeding and mating. *Journal of Natural History* 18: 445-464.
- SAVAGE, A. A. (1989): Adults of the British aquatic Hemiptera, Heteroptera: a key with ecological notes. *Freshwater Biological Association*: 173p.
- VANGENECHTEN, J. H. D., VAN PUYMBROECK, S. & VANDERBORGHT, O. L. J.: (1979): Effects of pH on the uptake of sodium in the waterbugs *Corixa dentipes* (Thoms.) and *Corixa punctata* (Illig.) (Hemiptera, Heteroptera). *Comp. Biochem. Physiol.* 64: 509-521.
- WALLS, M., KORTELAINEN, I. & SARVALA, J. (1990): Prey responses to fish predation in freshwater communities. *Ann. Zool. Fennici* 27: 183-199.

3 SCHARMÜTZELSEEGEBIET

3.1 Trophieklassifikation (LAWA-Entwurf) und Trophieentwicklung in 12 Seen des Scharmützelseegebietes 1994 - 1997

Rainer Deneke

3.1.1 Einleitung

Die Eutrophierung ist weiterhin das Hauptproblem der Standgewässer im Scharmützelseegebiet (NIXDORF & KLEEBERG 1996). Seit Mitte 1993 werden am Lehrstuhl für Gewässerschutz der BTU Cottbus in Bad Saarow dazu zahlreiche ökologische Untersuchungen durchgeführt. Ein Teilaspekt ist die Analyse der Gewässergüteentwicklung anhand 'klassischer' Trophieparameter, wie der Sichttiefe, der Algenbiomasse (als Chlorophyll a-Gehalt) und dem Gesamtphosphor, der das Produktionspotential der Algen charakterisiert. Mit dieser Untersuchung wird die von NIXDORF (1996) begonnene vergleichende Untersuchung für die Jahre 1996 und 1997 fortgeschrieben. Im Mittelpunkt steht die Frage:

Gibt es nach 4 Untersuchungsjahren erste Anzeichen für eine Verminderung der Eutrophierung vor dem Hintergrund einer reduzierten externen Belastung der Gewässer?

Erstmalig wird der Entwurf der LAWA-Richtlinie (1996) zur Bewertung stehender Gewässer auf 12 Seen im Scharmützelseegebiet angewendet. Er basiert auf der TGL 27885/01 (1982) und hat gegenüber dem Modell der OECD (1982) folgende Vorteile: 1. Flachgewässer, wie sie im Scharmützelseegebiet häufig vorkommen, werden speziell berücksichtigt, 2. hoch-eutrophe Zustände werden differenziert erfaßt (polytroph, hypertroph), und 3. kann ein 'Referenzzustand' ermittelt werden, der im Vergleich mit dem Ist-Zustand der Gewässer zur Bewertung herangezogen wird. Das Ziel dieser Untersuchung ist mit Hilfe der Trophieklassifikation den Zustand der Gewässer auf der Basis von Vegetationsmittelwerten zu beschreiben, um eventuell Übergänge in andere Trophiestufen zu erfassen. Außerdem sollen aber auch mögliche Veränderungen innerhalb der trophischen Kategorien analysiert und mit den Aussagen des LAWA-Modells verglichen werden. Im Sinne des praktischen Gewässerschutzes ergeben sich aus dieser Untersuchung, u. a. durch die Bewertung, weitere Hinweise, welche Seen im Scharmützelseegebiet limnologisch besonders überwacht werden sollten.

3.1.2 Methodik

Die trophierelevanten Parameter Sichttiefe (ST), Chlorophyll a-Gehalt (korrigiert für Phaeophytin) und Gesamtphosphor (TP) wurden mit den in NIXDORF et al. (1995) aufgeführten Methoden und nach DEV (1993-97) bestimmt. Grundlage dafür sind während der Schichtungsphasen im See epilimnische Mischproben und bei Volldurchmischung die gesamte Wassersäule. Für jedes Jahr im Zeitraum 1994 bis 1997 wurden Vegetationsmittelwerte berechnet, basierend auf den Monatsmittelwerten April bis Oktober. Außer in einzelnen Fällen, besonders bei Gesamtphosphor, lagen dem Vegetationsmittel immer 6-7 Monatsmittel zugrunde. Bei 3-5 relativ gleichmäßig auf den Zeitraum verteilten Werten

wurde ein Vegetationsmittel geschätzt. Fehlende Monate wurden interpoliert, wenn die unmittelbar davor- oder dahinterliegenden Werte existierten. Aufgrund der großen Datenmenge wurden Messungen während eines Klarwasserstadiums nicht eliminiert, sondern als Teil der natürlichen Variabilität betrachtet. Außerdem sind Klarwasserstadien in den meisten Untersuchungsgewässern nur relativ selten und schwach ausgeprägt. Aus den jährlichen Vegetationsmittelwerten wurden mehrjährige Vegetationsmittel und ihr Variationskoeffizient berechnet. Das mehrjährige Wintermittel bzw. das Sommermittel basieren auf jeweils mindestens 2 Monatsmittelwerten im Zeitraum Dezember bis Februar bzw. Juli bis September. Dem Mittelwert des Gesamtphosphors zur Frühjahrszirkulation liegen Einzelwerte zugrunde. Die Trophieklassifikation wurde nach dem LAWA-Entwurf (1996) anhand der mehrjährigen Mittelwerte und der einzelnen Jahreswerte durchgeführt. Dabei werden den einzelnen Parametern, getrennt nach geschichteten und ungeschichteten Seen, Indizes zugewiesen und mit Wichtungsfaktoren zu einem Gesamtindex verrechnet. Die Bewertung erfolgt durch den Vergleich der Trophiestufe des Ist-Zustandes mit der eines Referenzzustandes ('potentiell natürlicher Zustand'), der hier ausschließlich anhand morphometrischer Parameter (mittlere Tiefe, Tiefengradient) nach den Vorgaben des LAWA-Entwurfes ('morphometrieabhängiger Trophie-Erwartungszustand') berechnet wurde. Der 'potentiell natürliche Nährstoffeintrag' wurde für die Ermittlung des Referenzzustandes noch nicht berücksichtigt.

3.1.3 Das Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungsgewässer gehören zu 2 Seenketten im Scharmützelseegebiet: Der Glubigseenkette und der Storkower Seenkette. Eine genauere Beschreibung findet sich bei NIXDORF & DENEKE (1997). Die Seen haben eine Größe von 6 - 1209 ha und eine maximale Tiefe von 3,3 - 30 m. Die eine Hälfte ist in unterschiedlichem Grade polymiktisch, die andere zeigt eine stabile Sommerstagnation und ist dimiktisch.

3.1.4 Ergebnisse

3.1.4.1 Sichttiefe und Chlorophyll a

Vegetationsmittelwerte und Variationskoeffizienten

Die 4-jährigen Vegetationsmittel der Sichttiefe (Tab. 1) der Seen im Scharmützelseegebiet liegen alle in einem sehr niedrigen Bereich. Einzige Ausnahme ist der mesotrophe Tiefe See mit 5,9 m. Nur bei 2 weiteren Seen (Scharmützelsee, Wolziger See) ist der Mittelwert größer als 1 m. Alle anderen Seen liegen im Bereich von 0,5-1,0 m Sichttiefe. Die 'tiefen Seen' in Tabelle 1 haben generell eine höhere Sichttiefe. Sie liegt im Bereich von 0,9-1,4 m; die 'flachen Seen' liegen mit 0,5-1,0 m deutlich darunter. Für den Chlorophyll a-Gehalt sind die Verhältnisse sehr ähnlich, was den engen Zusammenhang zwischen Algenbiomasse und Sichttiefe widerspiegelt. Abgesehen vom Tiefen See liegen alle Seen im Bereich von 29-98 µg/l Chlorophyll a (Tab. 1). Auch hier zeigen sich deutliche Unterschiede in Abhängigkeit von der Gewässermorphologie: Die tiefen Seen liegen im Bereich von

Tabelle 1: Mehrjährige Mittelwerte trophierelevanter Parameter und verschiedener Quotienten für 12 Seen im Scharmützelseegebiet 1994 - 1997. Abkürzungen: ST: Sichttiefe, Chl a: Chlorophyll a (korrigiert), TP: Gesamtphosphor, DIP: gelöster anorganischer Phosphor, in Klammern: Variationskoeffizient in %, weitere Erläuterungen s. Text.

Seen	Abk.	Mixis	ST (m)		Chl a (µg/l)		Chl a/TP	TP (µg/l)		TP _{Som} /	DIP (µg/l)	DIP/TP
			Apr-Okt	Apr-Okt	Winter	Apr-Okt	Apr-Okt	Frühjahr	TP _{Win}	Apr-Okt	Apr-Okt	
tiefe Seen (z_{max}>10 m):												
Tiefer See	TIE	di	5,9 (11)	3,6 (10)	4,3	0,2	21 (25)	34	0,5	2,9	0,14	
Scharmützelsee	RIE	di	1,4 (22)	29,2 (21)	19	0,5	54 (10)	90	0,4	6,4	0,12	
Springsee	SPR	di	1,0 (13)	37,0 (32)	20	1,0	36 (14)	77	0,4	3,9	0,11	
Großer Glubigsee	GGL	di	0,9 (15)	37,5 (17)	29	0,9	44 (13)	64	0,5	5,7	0,13	
Storkower See (Nord)	STNO	di (poly)	1,0 (12)	42,7 (7)	33	0,6	72 (28)	80	0,7	7,0	0,10	
Wolziger See	WOL	di (poly)	1,2 (7)	53,2 (5)	26	0,5	102 (21)	84	0,7	14,3	0,14	
flache Seen (z_{max}<10 m):												
Kleiner Glubigsee	KGL	di (poly)	1,0 (11)	40,6 (11)	42	0,8	49 (21)	62	0,7	5,2	0,11	
Storkower See (Süd)	STSU	poly	0,9 (11)	43,0 (15)	39	0,7	66 (20)	81	1,0	7,6	0,12	
Lebbiner See	LEB	poly	0,9 (49)	61,2 (50)	-	0,7	90 (9)	92	-	28,9	0,32	
Petersdorfer See	PET	poly	0,6 (15)	68,3 (23)	51	1,1	62 (6)	79	1,2	6,8	0,11	
Melangsee	MEL	poly	0,8 (10)	75,8 (31)	39	1,0	74 (18)	46	1,8	4,6	0,06	
Langer See	LA	poly	0,5 (9)	97,5 (12)	52	0,9	107 (17)	99	0,9	6,0	0,06	

29-53 $\mu\text{g/l}$ Chl a, die flachen bei 41-98 $\mu\text{g/l}$. Die Überlappung der Bereiche würde ohne den hoch-produktiven, tiefen Wolziger See noch geringer ausfallen (tief: 29-43, flach: 41-98). Dieser See hat eine relativ große Sichttiefe, trotz seines hohen Chlorophyllgehaltes, was auf Besonderheiten in der Phytoplankton-Sukzession hindeutet. So ist er z. B. der einzige See, der regelmäßig ein Klarwasserstadium ausbildet.

Die überwiegende Mehrheit der Seen zeigt keine größeren Schwankungen der Vegetationsmittel der Sichttiefe zwischen den Jahren. Der Variationskoeffizient liegt bei 10 Seen zwischen 7-15 %. Die Schwankungsbreite des Chlorophyll a liegt bei 9 von 12 Seen in der gleichen Größenordnung wie die der Sichttiefe, dies gilt auch für die hoch-variablen Seen Scharmützelsee und Lebbiner See.

Als besonders stabil kann der Wolziger See bezeichnet werden. Trotz großer Schwankungen der Sichttiefe innerhalb der einzelnen Vegetationsperioden unterscheiden sich die Vegetationsmittel nur wenig voneinander. Zu einer Gruppe mit ähnlich geringer Variabilität der Sichttiefe zwischen den Jahren gehören die typischen polymiktischen Flachseen Langer See und Melangsee, die aber auch im Jahresverlauf nur geringe saisonale Unterschiede aufweisen. Der Variationskoeffizient des Tiefen Sees beträgt nur 11 %, dahinter verbirgt sich aber aufgrund der hohen Sichttiefe eine größere absolute Variabilität. Der Unterschied zwischen den Vegetationsmittel der letzten 4 Jahre beträgt maximal 1,4 m. Bei einigen Seen, insbesondere aber beim Springsee und Großen Glubigsee, weicht das Vegetationsmittel der Sichttiefe 1997 von den 3 Jahren davor deutlich ab, was zu einem starken Anstieg des Variationskoeffizienten führte. Obwohl sich die mittlere Sichttiefe nur um 0,1 m veränderte, stieg der Variationskoeffizient von 4 auf 13 % bzw. 1 auf 15 % an. Diese Feststellung trifft auch auf die Variabilität des mittleren Chlorophyll a-Gehaltes beim Springsee und Melangsee zu. Durch die besondere Entwicklung 1997, der Chlorophyll a-Gehalt lag fast doppelt so hoch wie 1996 (s. Abb. 1), erhöhte sich der ansonsten sehr niedrige Variationskoeffizient von 7 auf 32 % bzw. 3 auf 31 %.

Die hohen Variationskoeffizienten des Scharmützelsees (22 %) und des Lebbiner Sees (49 %) deuten auf wichtige Veränderungen in diesen Seen. Beim Scharmützelsee kam es in den letzten 4 Jahren zu einer kontinuierlichen Abnahme der Sichttiefe von 1,7 auf 1,0 m und damit zu einer Verschlechterung der trophischen Situation. Beim Lebbiner See war die Lage von 1994 bis 1996 umgekehrt. Die Sichttiefe stieg von 0,5 auf 1,6 m an. Erst in diesem Jahr kam es wieder zu einem Rückgang auf 0,9 m. Die Ursache dafür liegt in einer bisher anscheinend nicht stabilisierten Veränderung des Nahrungsnetzes infolge eines massiven Fischsterbens im Winter 1995/96.

Wintermittelwerte des Chlorophyll a-Gehaltes

Die Algenbiomasse der Seen in den Wintermonaten - hier als 3-jähriges Mittel des Chlorophyll a-Gehaltes der Monate Dezember bis Februar - gehen in den Entwurf der LAWA zur Trophieklassifikation nicht ein. Ein Vergleich dieser Werte mit dem Vegetationsmittel (Tab. 1) zeigt jedoch, daß sie in einigen Seen einen wichtigen Beitrag zum Jahresmittel und damit zur gesamten trophischen Situation leisten können (WIEDNER et al. in diesem Heft). Nur bei 5 von 11 Seen liegt das Wintermittel der Erwartung entsprechend relativ gesehen niedrig bei durchschnittlich 54 % des Vegetationsmittelwertes. Die anderen Seen haben winterliche Algenentwicklungen, die deutlich mehr als 70 %, teilweise bis zu 100 % der Sommerwerte (TIE, KGL) erreichen. Es waren davon sehr unterschiedliche Seen in verschiedenen Winter von 1994 -97 betroffen. Bei genauerer Betrachtung zeigt sich, daß in

den Seen mit niedrigen relativen Gehalten aufgrund extremer Sommerblüten die Absolutwerte des Chlorophyll a im Winter immer noch als sehr hoch einzustufen sind. Sie liegen zwischen 20-52 µg/l Chl a.

3.1.4.2 Phosphor

Gesamtphosphor (TP)

Die 4-jährigen Vegetationsmittel der Gesamtphosphorgehalte (Tab. 1) liegen im Bereich von 21-107 µg/l TP. Für beide Seentypen 'tief' und 'flach' ist der TP-Bereich nahezu gleich. Trotzdem zeigen die flachen Seen eher höhere TP-Gehalte: 5 flache, polymiktische Seen haben ein Mittel von größer als 60 µg/l, gegenüber nur 2 tiefen Seen. Und diese beiden (Wolziger See, Storkower See (Nord)) sind den flachen Seen noch insofern ähnlich, als sie als fakultativ polymiktisch gelten können. Die Schwankungen der Vegetationsmittel zwischen den Jahren sind bei 5 Seen mit 6-14 % eher gering, das trifft auch auf den ansonsten starken Veränderungen unterworfenen Lebbiner See zu. Er verharrt dabei auf dem selben TP-Niveau. Sieben andere Seen zeigen mit 17-28 % eine deutlich höhere interannuelle Variabilität.

Vergleicht man den im Sommer (Juli-September) für die Primärproduktion in der durchmischten Schicht zur Verfügung stehenden (Gesamt-)Phosphor mit den Winterwerten (Dezember-Februar), zeigt sich deutlich der Einfluß der unterschiedlichen Schichtungsverhältnisse. Die stabil geschichteten Seen verarmen im Sommer im Epilimnion durch Sedimentationsverluste an Phosphor, während im Winter nach der Herbstvollzirkulation, selbst unter Eis, das volle Phosphorpotential zur Verfügung steht. Mit zunehmender Mixisintensität (Polymixis) steigt die relative Bedeutung der Sommerwerte. Ganzjährig intensiv durchmischte Flachseen, wie der Lange See, Petersdorfer See, Storkower See (Süd) und insbesondere der Melangsee, haben hohe Sommermittel, die sogar fast das Doppelte der Wintermittel betragen können (s. fett markierter Quotient TP_{Som}/TP_{Win} in Tab. 1). Beim Melangsee liegen auch die TP-Einzelwerte während der Frühjahrszirkulation, die in verschiedene Trophiemodelle eingehen (z. B. LAWA-Entwurf), immer weit unter dem Sommermittel.

Gelöster anorganischer Phosphor (DIP)

Die bisher zur Verfügung stehenden 3-jährigen Vegetationsmittel (1994-96) des gelösten Phosphors liegen in 10 von 12 Seen unterhalb von 10 µg/l (Tab. 1), einem Wert, der von SAS (1989) als potentiell limitierend für die Primärproduktion angesehen wird. Diese Situation gilt für alle Seen im Scharmützelseegebiet, unabhängig von ihrer Größe, Mixis und Trophie. Dabei unterscheidet sich der TP-Gehalt um bis zu 86 µg/l zwischen den Seen. Einzig der Wolziger See sowie der Lebbiner See liegen mit 14,3 bzw. 28,9 µg/l TP über dem Schwellenwert. Betrachtet man das Jahresmittel so liegen immer noch 7 Seen unterhalb des Schwellenwertes. Der relative Anteil des gelösten anorganischen Phosphors am Gesamtphosphor (DIP/TP, Tab. 1) liegt für alle Seen in einem relativ engen Bereich (6-14 %). Eine Ausnahme ist hier wiederum der Lebbiner See (32 %). Die beiden Seengruppen liegen trotzdem in getrennten Bereichen. In flachen Seen ist nur 6-11 % des TP als DIP für die Algen frei verfügbar, während es in den tiefen Seen (ohne LEB) mit 10-14 % tendenziell mehr ist.

Chlorophyll a / TP-Verhältnis

Die Ausnutzung des Phosphors für die Primärproduktion spiegelt sich auch im Chl a/TP-Verhältnis wider (Tab. 1). Es ist besonders bei den sehr flachen, intensiv polymiktischen Seen (PET, MEL, LA) sehr hoch (0,9-1,1), aber auch im Epilimnion des stabil geschichteten Großen Glubigsees und des Springsees. Bei gleichem TP-Gehalt kann deshalb die Biomasseentwicklung in den jeweiligen Seen sehr unterschiedlich sein. Dies gilt z. B. für den tiefen Wolziger See und den flachen Langen See, die bei ca. 100 µg/l TP 53 bzw. 98 µg/l Chl a produzieren oder für den tiefen Storkower See (Nord) und den flachen Melangsee (beide ca. 70 µg/l TP) mit 43 bzw. 76 µg/l Chl a. Dagegen zeigen der tiefe Große Glubigsee und der flache Kleine Glubigsee - beide mit dimiktischen Schichtungsverhältnissen - auch ähnliche Biomassewerte.

3.1.4.3 Trophieklassifikation und Bewertung nach dem LAWA-Entwurf

Die Klassifikation des Ist-Zustandes der Trophie für die untersuchten Standgewässer ergibt nach dem Entwurf der LAWA (1996) einen Trophiebereich von mesotroph bis (hoch-)polytroph (p2) (Tab. 2). Mit Ausnahme des Tiefen Sees sind alle dimiktischen Seen im (hoch-)eutrophen Bereich (e2), während die polymiktischen flachen Seen sämtlich polytroph sind. Diese Klassifikation basiert auf den 4-jährigen Vegetationsmittelwerten. Abweichungen davon ergeben sich bei der getrennten Klassifikation einzelner Jahre nur wenige (Tab. 2): Sie betreffen hauptsächlich den Lebbiner See, der sich von polytroph (p2) 1994, mit Verhältnissen wie im Langen See, bis 1996 auf ein (hoch-)eutrophenes Niveau (e2) veränderte,

Tabelle 2: Trophieklassifikation und Bewertung von 12 Seen im Scharmützelseegebiet nach den Kriterien des LAWA-Entwurfs (1996) mit Angabe der von der Gesamtklassifikation abweichenden Klassifikation einzelner Jahre, der max. Differenz des Gesamtindex (Diff.) sowie des mittleren Gesamtindex (Index). Für die Gesamtklassifikation (LAWA) wurden die mehrjährigen Mittelwerte aus Tabelle 1 zugrunde gelegt. (Klammerwert bei LEB: TP 1996 geschätzt, m: mesotroph, e: eutroph, p: polytroph, REF: Referenzzustand, morphometrisch).

SEEN	TROPHIEKLASSIFIKATION							REF	BEWERTUNG
	94	95	96	97	Diff.	Index	LAWA		
tiefe Seen ($z_{\max} > 10$ m):									
Tiefer See	-	-	-	-	0,11	1,8	m	m	1
Scharmützelsee	e1	-	-	-	0,31	3,1	e2	m	3
Springsee	-	-	-	-	0,30	3,2	e2	m	3
Großer Glubigsee	-	-	-	-	0,27	3,3	e2	e2/e1	1/2
Storkower See (Nord)	-	-	-	-	0,04	3,3	e2	e1	2
Wolziger See	-	-	-	-	0,08	3,4	e2	e1	2
flache Seen ($z_{\max} < 10$ m):									
Kleiner Glubigsee	-	-	-	-	0,22	3,3	e2	e1	2
Storkower See (Süd)	-	-	-	-	0,13	3,6	p1	e1	3
Lebbiner See	p2	-	(e2)	-	0,74	3,8	p1	e2	3
Petersdorfer See	-	-	-	-	0,23	3,8	p1	e2	3
Melangsee	-	-	-	-	0,26	3,7	p1	e2	3
Langer See	-	-	-	p1	0,19	4,1	p2	e2	3 (5)

1997 aber wieder polytroph wurde (p1). Eine mehrjährige Klassifikation ist für diesen See angesichts seiner großen Dynamik momentan wenig sinnvoll. Der Lange See zeigt insgesamt die höchste Trophiestufe (p2), aber gerade 1997 kam es zu einer Verminderung auf die Stufe p1. Der Scharmützelsee wechselte bereits 1995 von e1 nach e2 in eine höhere Trophiestufe.

Das LAWA-Modell bietet die Möglichkeit eine Bewertung vornehmen zu können, aus der sich ggf. ein Handlungsbedarf ableiten läßt. Der Unterschied zwischen Soll- und Ist-Zustand wird durch die 'Bewertungsstufen' (1-7) verdeutlicht. Die insgesamt kritische Situation der Standgewässer im Südosten Brandenburgs (MIETZ 1994) spiegelt sich auch im Scharmützelseegebiet wider. Der Zustand von 7 der 12 untersuchten Seen muß mit 3 bewertet werden. Im Durchschnitt werden die tiefen Seen besser bewertet. Aber insbesondere der Zustand des Scharmützelsees und des Springsees sind unbefriedigend, da sie sich weit von ihrem natürlichen mesotrophen Zustand, der Unterschied beträgt 2 Trophiestufen, entfernt haben. Bei den flachen Seen werden alle polymiktischen Seen mit 3 bewertet, da die Polytriebie als naturferner Zustand betrachtet wird. Für die Bewertung des Langen Sees wurde die günstigere aktuelle Klassifikation von 1997 zugrunde gelegt (Tab. 2).

3.1.4.4 Trophieentwicklung von 1994 bis 1997

Um trophische Veränderungen auch schon innerhalb der Trophiestufen verfolgen zu können, wurde in Abbildung 1 das jährliche Chlorophyll a-Vegetationsmittel gegen den TP-Gehalt aufgetragen. Es lassen sich erste Tendenzen der Trophieentwicklung erkennen, die in Abbildung 1 für ausgewählte Seen durch Pfeile angedeutet sind. Beim Gesamtphosphor gibt es ein Grundmuster, das für alle Seen gilt: Ein Wechsel zwischen Abnahme und Zunahme von 1994 bis 1996/97. Darüberhinaus zeigen viele Seen keine wesentlichen Veränderungen ihres

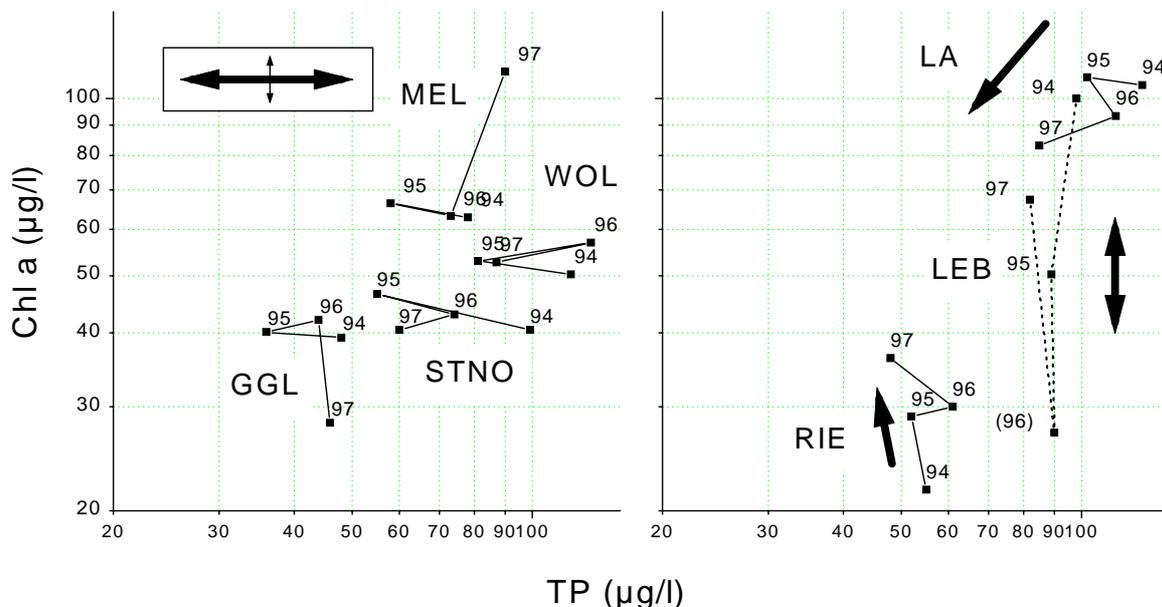


Abbildung 1: Tendenzen der Trophieentwicklung in ausgewählten Seen im Scharmützelseegebiet in den Jahren 1994-97 auf der Basis von Vegetationsmittelwerten (April-Oktober).

Als TP-Wert für den Lebbiner See 1996 wurde das 3-jährige Mittel eingesetzt. Abkürzungen: TP: Gesamtphosphor, Chl a: Chlorophyll a, Seennamen s. Tabelle 2.

Chlorophyll a-Niveaus. Beim Scharmützelsee deutet sich, in Übereinstimmung mit der Verringerung der Sichttiefe, eine fortlaufende Trophiezunahme an. Da sie auf annähernd konstantem Phosphor-Niveau abläuft, könnten insbesondere Nahrungsnetzeffekte eine wesentliche Rolle spielen. Der Lebbiner See zeigt starke Fluktuationen im Chlorophyll a-Gehalt. Auch hier drängen sich Nahrungsnetzeffekte als Ursache auf, ähnlich den instabilen Effekten einer 'Biomaniplulation' in hoch-eutrophen Seen ohne Phosphor-Reduktion (BENNDORF 1994). Ohne künstliche Eingriffe ist eine verbesserte Trophielage als Folge des Fischsterbens auf so hohem Phosphor-Niveau nur als kurzfristig anzusehen. Eine Rückkehr in den polytrophen Zustand ist schon 1997 erfolgt. Nur eine drastische Reduzierung der Phosphorbelastung könnte hier Abhilfe schaffen. Der Lange See, obwohl immer noch polytroph, zeigt eine deutliche Verringerung seiner Trophie seit 1994. Ob diese Entwicklung allein auf eine Abnahme der Phosphorbelastung zurückzuführen ist, bleibt bisher unklar. Eine Reduzierung des Gesamtphosphors in ungefähr gleichem Umfang führte z. B. im Storkower See (Nord) oder Wolziger See zu keiner Abnahme der Algenbiomasse. Allerdings ist das Niveau der Algenbiomasse in diesen geschichteten Seen auch deutlich niedriger.

3.1.5 Diskussion

3.1.5.1 Mixisregime und Gewässerproduktivität

Wie diese Untersuchung zeigt, befinden sich die Gewässer im Scharmützelseegebiet weiterhin auf einem hohen trophischen Niveau. Die Mehrzahl der Gewässer ist polytroph bzw. befindet sich an der Grenze zur Polytrophie. Dabei zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen flachen und tiefen Seen hinsichtlich der Bereiche der Sichttiefe, der Algenbiomasse, der Phosphorbelastung sowie der Effizienz mit der die Ressourcen zur Produktion von Biomasse ausgenutzt werden. Flache Seen zeigen also generell eine höhere Produktivität als geschichtete tiefe Seen. Als wesentliche Ursache dafür wurden von NIXDORF & DENEKE (1997) die intensive Polymixis der Gewässer angegeben. Diese mindert sowohl die Folgen der Selbstbeschattung durch ständige Zirkulation der Algen im Lichtgradienten als auch der Phosphorauszehung durch Rücklösung aus dem Sediment. Gerade bei hoher Trophie und geringer Sichttiefe bestimmt letztlich die Mixisintensität das Lichtklima für das Algenwachstum. Das Mixisregime eines Standgewässers ist neben den jeweiligen Wetterbedingungen entscheidend von den im allgemeinen als konstant zu betrachtenden strukturellen Faktoren (Gewässertiefe, -größe, etc.) abhängig (DENEKE 1996). So daß es über die Mixis zu einer besonders engen Kopplung zwischen Klimafaktoren und Gewässerproduktivität in diesem Seentypus kommt. Die Algenentwicklung in diesen Seen ist folglich besonders stark von abiotischen (Klima-)Ereignissen und ihrem chaotischen Verhalten geprägt. Dabei kann es auch zu katastrophalen Ereignissen kommen, wie im Lebbiner See, wo durch Eisbedeckung, also klimainduziert, Sauerstoffmangel zu einem Fischsterben führte, mit weitreichenden Auswirkungen auf die Trophie des Gewässers. Dieses Ereignis bewirkte eine starke Veränderung des Nahrungsnetzes zugunsten der Primärkonsumenten (Wasserflöhe). Das Resultat (Anstieg der Sichttiefe) ist dem Verlauf einer 'Biomaniplulation' vergleichbar. Bevor die Populationen der Algenkonsumenten anwachsen - also im Frühjahr - werden aber weiterhin sehr niedrige Minima der Sichttiefe (0,4 m) verzeichnet. Die Grundlage dafür ist ein starkes Algenwachstum aufgrund der guten

Lichtbedingungen in dieser Jahreszeit, sowie der unverändert hohe sich auf polytrophem Niveau bewegende TP-Gehalt (ca. 100 µg/l).

Abgesehen von den Unterschieden zwischen tiefen und flachen Seen verharren aber die meisten Seen relativ stabil auf hoher Trophiestufe, trotz sehr geringer DIP-Konzentrationen, die eine zeitweise Phosphorlimitation der Algenbiomasseentwicklung wahrscheinlich machen. Schwellenwerte des Gesamtphosphors, die nach CHORUS (1995) unterschritten werden müssen, bevor es zu einschneidenden Veränderungen der mittleren Algenbiomasse kommt, scheinen noch nicht erreicht worden zu sein. Einzig der Lange See zeigt auf hohem Niveau eine Tendenz, die als Reaktion in diesem Sinne interpretiert werden könnte. Eine wichtige Rolle spielen in diesem Zusammenhang auch speziell adaptierte Blaualgenzönosen (WIEDNER et al. in diesem Heft).

3.1.5.2 Trophieklassifikation mit dem LAWA-Modell

Der LAWA-Entwurf erweist sich als praktikabel für die Klassifikation und Bewertung der Standgewässer im Scharmützelseegebiet. Es zeigen sich aber im mesotrophen Bereich deutliche Schwächen, die auf einer auf eutrophe Gewässer abgestimmten Methodik beruhen. Hypolimnische Algenmaxima sind in mesotrophen Seen weitverbreitet und wurden von RÜCKER (in diesem Heft) auch im Tiefen See festgestellt. Die dort stattfindende Primärproduktion übersteigt oft bei weitem den epilimnischen Anteil. Deshalb kann die trophische Situation solcher Gewässer nicht mit epilimnischen Probenahmen erfaßt werden. Im konkreten Fall spiegelt sich eine Tendenz zur Eutrophierung, wie sie sich aufgrund anderer Parameter ergibt (z. B. benthische Phosphorfreisetzung, KLEEBERG & LIPPERT in diesem Heft) in dem zur Klassifikation verwendeten Datenmaterial kaum wider. Für die wenigen und besonders schutzwürdigen mesotrophen Seen muß die Methodik an ihre Besonderheiten angepaßt werden.

In Abhängigkeit vom Klima ergeben sich in einigen Seen zeitweise hohe relative und absolute winterliche Algenbiomassen (s. a. WIEDNER et al. in diesem Heft). Eine Ausdehnung der Vegetationsperiode auf das ganze Jahr beeinflusst die trophische Situation und Entwicklung eines Gewässers negativ (ADRIAN et al. 1995). Da es sich aber nicht in den Vegetationsmittelwerten widerspiegelt, sollten zur Beobachtung spezielle Probenahmen in diesen Zeitraum gelegt werden. In diesem Sinne ist die Verwendung von Jahresmittelwerten, wie beim OECD-Modell, ein großer Vorteil, der aber mit einem höheren Aufwand verbunden ist.

Der LAWA-Entwurf berücksichtigt die Besonderheiten von ungeschichteten Flachseen. So geht die unterschiedliche Effizienz bei der Ausnutzung des Gesamtphosphors für die Biomasseproduktion durch eine andere Indizierung des TP für geschichtete und ungeschichtete Seen im Rahmen der Berechnung eines trophischen Gesamtindex ein. Das heißt aber auch, daß Unterschiede von einer Trophiestufe bei der Klassifikation, besonders bei Seen mittlerer Tiefe, allein durch die jeweilige Zuordnung zum Typus 'geschichtet' bzw. 'ungeschichtet' auftreten können. Würde z. B. der flachere Teil des Storkower Sees (Südbecken) als geschichtet klassifiziert, bekäme er die gleiche Trophiestufe wie das Nordbecken (e2). Der Wechsel eines Sees zwischen 2 Trophiestufen ist nur dann aussagekräftig, wenn sichergestellt ist, daß es sich nicht nur um geringfügige Veränderungen eines Gewässers im Bereich des letztlich willkürlich gewählten Grenzwertes zwischen 2 Trophiestufen handelt. Deshalb sollten für die Beurteilung von Trophieentwicklungen immer

auch die Trophieparameter selbst analysiert werden (s. Abb. 1). So ist die maximale Differenz der jährlichen Gesamtindizes zur Bestimmung der Trophiestufe z. B. für den Großen Glubigsee und den Kleinen Glubigsee so groß, daß allein aufgrund der jährlichen Variabilität Trophiestufen von eutroph nach polytroph überschritten werden könnten (Tab. 2). Außerdem sind für einzelne Parameter im eutrophen Bereich die Grenzwerte der Trophiestufen zu breit um Tendenzen einer Trophieveränderung auf der Basis einer Klassifikation rechtzeitig feststellen zu können.

Da das LAWA-Modell wesentlich an Brandenburger Gewässern entwickelt wurde, erscheint die Anwendung der Formeln für die Ermittlung des Referenzzustandes auf die Seen des Scharmützelseegebietes nicht als besonders problematisch. Es ergibt sich für die untersuchten Flachseen, ohne daß bisher der potentiell natürliche Phosphoreintrag betrachtet wurde, ein relativ hoch-eutropher Referenzzustand (bis e2). Aufgrund der Gewässerstruktur und den Untersuchungen von WUNDSCH (1940) in den 30iger Jahren erscheint dies nicht als unrealistisch, muß aber noch durch weitere Untersuchungen überprüft werden.

3.1.6 Literatur

- ADRIAN, R., DENEKE, R., MISCHKE, U., STELLMACHER, R. & LEDERER, P. (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: 315-337.
- BENNDORF, J. (1994): Sanierungsmaßnahmen in Binnengewässern: Auswirkungen auf die trophische Struktur. *Limnologica* 24 (2): 121-135.
- CHORUS, I. (1995): Müssen in der Seensanierung Gesamtphosphat-Schwellenwerte unterschritten werden, bevor das Phytoplankton eine Reaktion zeigt? In: JÄGER, D. & KOSCHEL, R. (Hrsg.): Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer. *Limnologie aktuell* 8: 21-28.
- DENEKE, R. (1996): 2. Topographie, Morphologie und Mixis stehender Gewässer. In: NIXDORF, B. & KLEEBERG, A. (Hrsg.): Gewässerreport Scharmützelseegebiet - Teil II. BTUC-AR 2/96: 10-21.
- DEV (1993-97): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (Hrsg.) (1996): Gewässerbewertung - Stehende Gewässer. (Entwurf).
- MIETZ, O. (1994): Aufbau und Entwicklung eines Seenkatasters als Grundlage zur Lösung wichtiger gewässerökologischer Fragestellungen im Land Brandenburg dargestellt am Beispiel des Teupitzer Seengebietes Brandenburg. *Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands* 1: 10-39.
- NIXDORF, B., RÜCKER, J., DENEKE, R. & ZIPPEL, P. (1995): Limnologische Zustandsanalyse von Standgewässern im Scharmützelseegebiet - Teil 1. BTUC-AR 1/95.
- NIXDORF, B. & KLEEBERG, A. (Hrsg.)(1996): Gewässerreport Scharmützelseegebiet - Teil II. BTUC-AR 2/96: 30-37.
- NIXDORF, B. (1996): 4.2 Beschreibung des trophischen Zustandes der Untersuchungsgewässer. In: NIXDORF, B. & KLEEBERG, A. (Hrsg.): Gewässerreport Scharmützelseegebiet - Teil II. BTUC-AR 2/96: 30-37.
- NIXDORF, B. & DENEKE, R. (1997): Why 'very shallow' lakes are more successful opposing reduced nutrient loads. *Hydrobiologia* 342/343: 269-284.
- OECD (1982): Eutrophication of waters. OECD report, Paris.

- SAS, H. (1989): Lake restoration by reduction of nutrient loading: expectations, experiences, extrapolations. Academia-Verlag Richarz GmbH, St. Augustin.
- TGL 27885/01 (April 1982): Nutzung und Schutz der Gewässer - Stehende Binnengewässer, Klassifizierung. Verlag für Standardisierung, Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft d. DDR, Berlin.
- WUNDSCH, H. H. (1940): Beiträge zur Fischereibiologie märkischer Seen. VI. Die Entwicklung eines besonderen Seentypus (H_2S -Oscillatorien-Seen) im Fluß-Seengebiet der Spree und Havel, und seine Bedeutung für die fischereibiologischen Bedingungen in dieser Region. Z. Fischerei 38: 443-655.

3.2 Die Entwicklung des Phytoplanktons im Scharmützelsee (1993-96) und Storkower See

Paul Zippel und Brigitte Nixdorf

3.2.1 Einleitung

Die Hauptbelastung der Standgewässer im Norddeutschen Tiefland ist die Eutrophierung. Sie führt zu erheblichen Einschränkungen in der Nutzung zahlreicher Seen. Da das Scharmützelseegebiet von dieser Erscheinung wesentlich betroffen ist, wird seit Beginn der limnologischen Untersuchungen am Lehrstuhl für Gewässerschutz ein Hauptaspekt auf die Entwicklung des Phytoplanktons gelegt (NIXDORF et al. 1995, NIXDORF & KLEEBERG 1996, RÜCKER et al. 1997, NIXDORF & DENEKE 1997, WIEDNER et al. in diesem Heft). Dabei wurden bisher folgende Ergebnisse und Hypothesen formuliert:

1. Die Phytoplanktonentwicklung in den Seen des Scharmützelseegebietes vollzieht sich auf eu- bis hypertrophem Niveau (Ausnahme: Tiefer See, RÜCKER eingereicht).
2. Hohe phytoplanktische Biomasseentwicklungen gab es zumindest im Scharmützelsee schon in der ersten Hälfte unseres Jahrhunderts (NIXDORF & KLEEBERG 1996).
3. Trotz zahlreicher Gewässerschutzmaßnahmen im Einzugsgebiet der betreffenden Seen konnte bis heute keine Verbesserung der Gewässergüte erreicht werden.
4. Die Phytoplanktonzusammensetzung wird im wesentlichen durch das Auftreten der Cyanobakterien bestimmt. Seit Beginn unserer Untersuchungen dominieren feinfädige Vertreter der Blaualgen, die selten Kolonien bilden und aufrahmen. Es konnten 'Limnothrix' - und 'Planktothrix'-Seetypen unterschieden werden (RÜCKER et al. 1997).
5. Im Winter und insbesondere unter Eis wurden z. T. erhebliche Intensitäten der phytoplanktischen Produktion nachgewiesen (WIEDNER et al. in diesem Heft).
6. In den besonders sensiblen mesotrophen Gewässern (z. B. Tiefer See) sind phototrophe Bakterien wesentliche Primärproduzenten im System und können eine bedeutende Sekundärbelastung für diese Seen darstellen (RÜCKER eingereicht).

In diesem Artikel erfolgt die Beschreibung des Phytoplanktonverlaufes in unserem 'Haussee', dem Scharmützelsee von 1993 bis 1996. Für ausgewählte Zeiträume derselben Untersuchungsperiode wurde die Algenentwicklung auch für den Nachbarsee, den Storkower See (Südbecken), ausgewertet. Nur auf der Grundlage von Langzeituntersuchungen, wozu diese Studien ein Grundstein sein sollen, können nachhaltige Reaktionen des Ökosystems als Antwort auf Gewässerschutzmaßnahmen analysiert und zur Verbesserung des Gewässerschutzes eingesetzt werden.

Zunächst ist eine wesentliche Frage in diesem Untersuchungskomplex, ob es jahreszeitliche Muster in der Phytoplanktonentwicklung der betreffenden Seen gibt und ob man aus dem vorhandenen Datensatz einen Trend der Gewässergüteentwicklung ablesen kann. Besonderes Augenmerk wird auf die saisonale Entwicklung und Dynamik der Cyanobakterien gelegt, weil diese im Scharmützelseegebiet eine besondere Rolle spielen.

3.2.2 Methodik

3.2.2.1 Probenahme

Die Beprobung erfolgte im südlichen Teil des Scharmützelsees (Probenahmestelle RIE, nahe Wendisch-Rietz) und im Südbecken des Storkower Sees. Dabei wurden Einzelproben aus verschiedenen Tiefen des Epilimnions (Abstand 1 m) mit Hilfe eines RUTTNER-Schöpfers entnommen und anschließend vermischt (volumengewichtete Mischproben). Zur Fixierung wurden 100 ml dieser Probe mit Lugolscher Lösung versetzt.

3.2.2.2 Zählung, Messung und Berechnung der Phytoplanktonvolumina

Die quantitative Planktonbestimmung wurde nach der Methode von UTERMÖHL (1958) durchgeführt, wobei Absetzkammern mit einem Volumen von 2,2, 3 oder 5 ml Verwendung fanden. In Monaten mit starker Phytoplanktonentwicklung wurde die Probe vor der Zugabe zur Kammer mit destilliertem Wasser verdünnt. Von den dominierenden Arten wurden meist mehr als 100 Zellen bzw. Zellaggregate pro Kammer erfaßt. Um zu gewährleisten, daß der Zählfehler bei größeren Algen mit geringer Abundanz (z. B. *Ceratium hirundinella*) gering ist, wurde bei schwacher Vergrößerung zusätzlich die gesamte Kammer ausgezählt. Allen gezählten und vermessenen Arten wurden entsprechend ihrer Gestalt Volumenformeln zugeordnet. Komplizierte geometrische Algenformen wurden nach den Empfehlungen von ROTT (1981) berücksichtigt. Bei sehr vereinzelt vorkommenden Arten mit annähernd konstantem Volumen wurde auf Volumenwerte aus der Literatur zurückgegriffen (KÜMMERLIN & BÜRGI 1989, REYNOLDS 1984, S. 20-23).

3.2.2.3 Taxonomische Zuordnung

Algenklassen, denen keine dominierenden Vertreter zugeordnet werden konnten, wurden unter 'Sonstige' zusammengefaßt. In die Rubrik 'Nanoplankton' wurden planktische Algen mit Längenmaßen von 2,5 µm bis 10 µm eingeordnet. Hormogonale Cyanophyceen, die einen Trichomdurchmesser von <2 µm haben und nicht zur Bildung von Heterocysten, Akineten und festen Scheiden befähigt sind, wurden unter 'feinfädige Cyanophyceen' zusammengefaßt. Die im Untersuchungsgebiet aufgetretenen feinfädigen Cyanobakterien haben kaum systematische Merkmale, um sie zweifelsfrei einer bestimmten Art zuzuordnen zu können. Ihr Durchmesser betrug 1,5 - 1,7 µm. Bei einem geringen Anteil der Trichome traten größere Abweichungen nach oben - in der Regel bis 2 µm - und nach unten auf. Die Gestalt der Zellen war ebenfalls ähnlich. Sie waren etwa viermal so lang wie breit. Die Trichome waren an den Querwänden leicht eingeschnürt und an den Enden nicht verjüngt. Außerdem bildeten sie weder Heterocysten oder Akineten, noch feste farblose Scheiden wie z. B. *Lyngbya* spp. In Abhängigkeit von der Jahreszeit wurden Gasvakuolen an den Zellenden ausgebildet (vgl. WUNDSCH 1940). Im Sommerhalbjahr traten in den Zellen dieser fädigen Cyanobakterien meist keine oder gelegentlich nur kleine polare Vakuolen auf. Im Winterhalbjahr dominierten Trichome mit polaren Vakuolen in den Zellen, wobei die Größe der Trichome schwankte. MEFFERT (1987) beschrieb *Limnothrix redekei* als Art mit variabler Vakuolengröße. *L. redekei* mit kleinen polaren Vakuolen ist deshalb mit *L. planctonica* verwechselbar. Außerdem soll nach der Autorin auch *Pseudanabaena limnetica* zur Bildung polarer Vakuolen befähigt sein. Eine genaue taxonomische Bestimmung der feinfädigen

Cyanobakterien ist also mit den uns zur Verfügung stehenden Methoden nicht immer möglich.

3.2.3 Ergebnisse

3.2.3.1 Genereller Verlauf der Phytoplanktodynamik von 1993 bis 1996 in den Untersuchungsgewässern

Der Untersuchungszeitraum des Phytoplanktons erstreckte sich von Juli 1993 bis Oktober 1996. In Abbildung 1 sind die Jahrgänge des Gesamtphytoplanktons im Scharmützelsee und Storkower See sowie die relativen Anteile der Algenklassen an der Gesamtbiovolume dargestellt. Das Phytoplankton bildet aufgrund des hohen Eutrophierungsgrades beträchtliche Biomassen aus (5 - 20 mg/l in der Vegetationsperiode). 1994 und 1996 traten Klarwasserstadien im Frühsommer auf. Das 94er Klarwasserstadium erreichte zwar nicht die absoluten

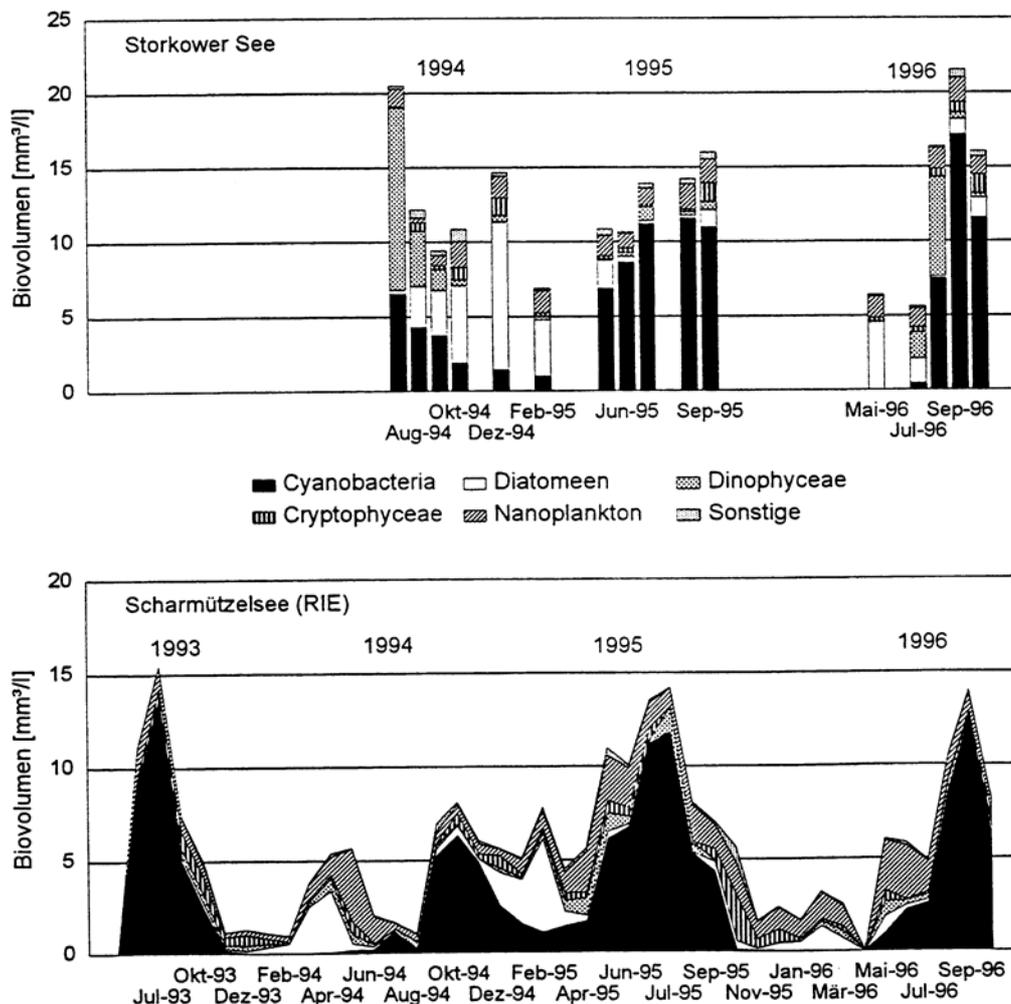


Abbildung 1: Jahrgänge des Phytoplanktons im Storkower See (oben) und im Scharmützelsee (unten) und relative Anteile einzelner Algenklassen am Gesamtbiovolume.

Minima des 96er Stadiums, hielt aber dafür ungewöhnlich lange, bis zum August, an. Maxima der Phytoplanktonentwicklung wurden im Scharmützelsee stets im 2. Halbjahr zwischen Juli und Oktober festgestellt und durch Cyanobakterien verursacht. Der relative Anteil der Cyanobakterien an der Gesamtbiomasse des Phytoplanktons betrug während der Biomassemaxima meist mehr als 80 %. Feinfädige Cyanobakterien bildeten die Hauptanteile.

Ein etwas geringer ausgeprägter Spitzenwert der Phytoplanktonentwicklung trat in allen Untersuchungsjahren bereits im 1. Halbjahr auf. Er entstand in der Regel durch die Überlagerung der Biomassen von zwei Algengruppen, den Diatomeen und dem Nanoplankton. Die Diatomeen erreichten ihr Maximum eher (Februar - April) als die Nanoplankter und ihr maximaler Anteil an der Biomasse betrug 1994 und 1995 etwa 65 % im Scharmützelsee. Die Diatomeenzönose setzte sich hauptsächlich aus solitär centrischen Diatomeen zusammen. Von den anderen Algenklassen hatten nur noch die Cryptophyceen und Dinophyceen einen Einfluß auf die Gesamtbiomasse des Phytoplanktons im Scharmützelsee. Die Cryptophyceen traten während des Abfalls der Cyanobakterien dominierend auf. Sie konnten hier bis zu 44 % der Biomasse bilden.

Eine Abweichung von der bisher beobachteten Phytoplanktonentwicklung wurde im Winter 1994/1995 festgestellt. Die Biomasse war in dieser Periode um ein Mehrfaches der sonst beobachteten Werte (>5 mg/l) erhöht. Neben den vorzeitig auftretenden Diatomeen des Frühjahrsaspektes konnten Cyanobakterien in hohen Abundanzen registriert werden (Januar 1995: 30 % der Gesamtbiomasse). Die anschließende Frühjahrsentwicklung des Phytoplanktons war im Gegensatz zum Vorjahr durch eine Massenentfaltung der Cyanobakterien gekennzeichnet.

Die sommerliche Entwicklung des Gesamtphytoplanktons im Südbecken des Storkower Sees und der Anteil der Algenklassen vollzieht sich auf noch höherem Niveau als im Scharmützelsee. Lediglich im Spätsommer 1994 wurde die Gesamtbiomasse nicht nur von Cyanobakterien, sondern auch von Dinophyceen und Diatomeen bestimmt. Bei den Dinophyceen handelte es sich hauptsächlich um *Ceratium hirundinella* und bei den Diatomeen um *Aulacoseira* spp. 1995 und 1996 ähnelte die Phytoplanktonentwicklung der im Scharmützelsee. Die Cyanobakterien nahmen einen Anteil von 70 - 80 % ein. Die anderen Algenklassen traten kaum massenbildend auf. Bei den Dinophyceen war *Peridinium* spp. maßgebend beteiligt. Beim Spätsommeraspekt 1996 war der Anteil der Dinophyceen und Diatomeen sowie des Nanoplanktons nur anfänglich hoch. Im August setzte eine starke Massenentwicklung der Cyanobakterien ein und erreichte Mitte September das Maximum mit etwa 17 mg/l und einem Anteil von 80%. Wiederum unterschieden sich die Planktonproben in der Zusammensetzung kaum noch von denen des Scharmützelsees. Auffallend ist, daß wie im Scharmützelsee im Winter 1994/1995 ein relativ hoher Anteil von Cyanobakterien das Phytoplankton bestimmte. Diese bildeten offenbar die Anfangspopulation für die frühzeitig einsetzende Massenentwicklung. Mitte Mai 1995 war bereits eine Cyanobakterienbiomasse von etwa 7 mg/l mit einem Anteil von etwa 63 % am Gesamtphytoplankton vorhanden.

3.2.3.2 Die Entwicklung der Cyanobakterien im Scharmützelsee

Die sommerlichen Maxima der Phytoplanktonentwicklung im Untersuchungszeitraum wurden durch feinfädige Cyanobakterien der *Limnothrix*-Gruppe verursacht (Abb. 2, um 80 % der Cyanobakterienbiomasse). Diese Zönose trat in zwei Jahren als Sommermaxima (1993 und 1995) und in den Klarwasserjahren als Herbstmaxima auf (1994 und 1996).

Bezeichnend für die Sukzession nach den Klarwasserjahren ist, daß die Zönose der feinfädigen Cyanobakterien nicht völlig zusammenbrach. Das Minimum im Februar 1995 betrug immerhin noch etwa 1 mg/l. Anschließend setzte eine intensive Entwicklung feinfädiger Cyanobakterien ein und erreichte bereits im Mai eine Konzentration von 5,5 mg/l.

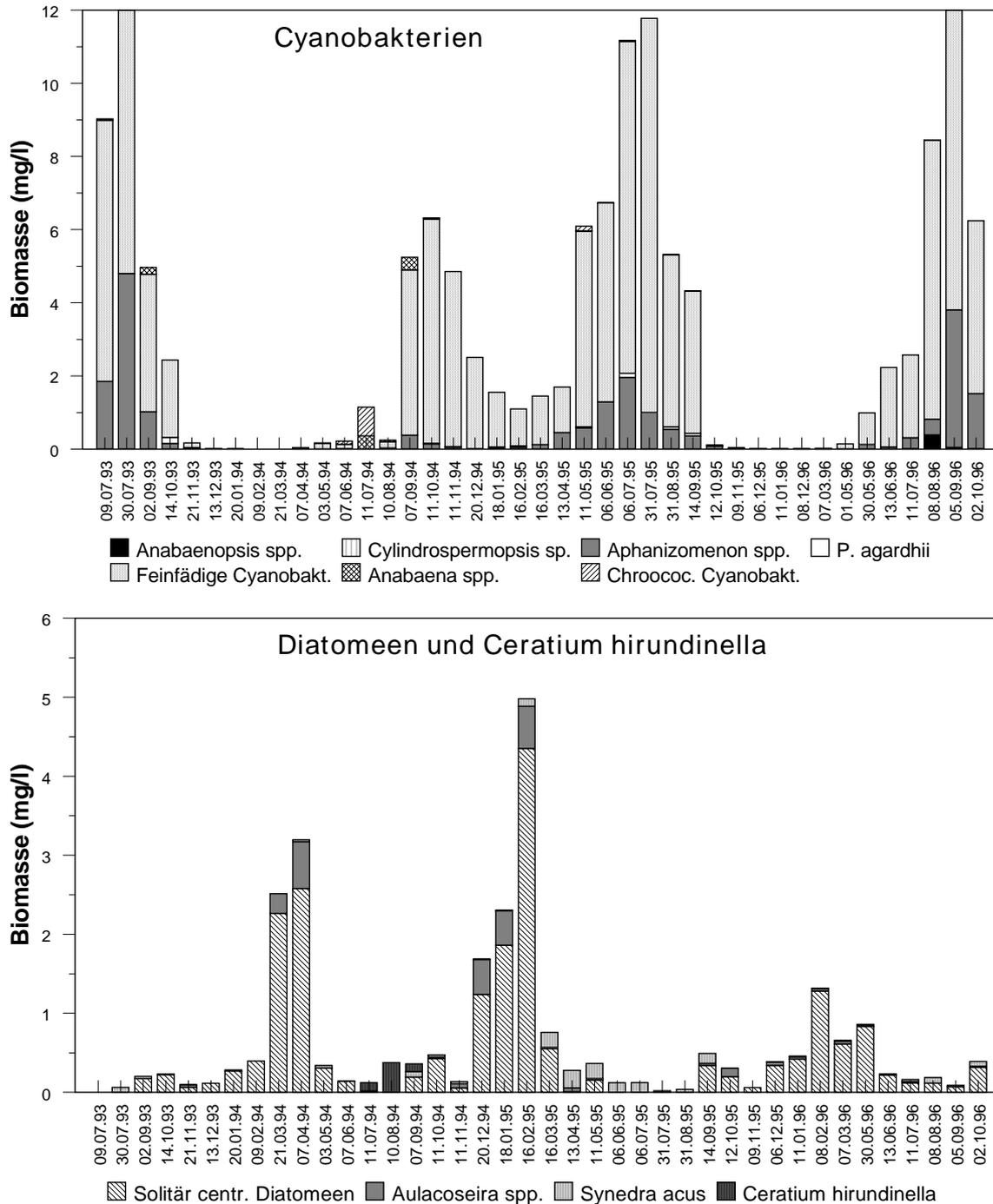


Abbildung 2: Entwicklung von Cyanobakterien (oben), ausgewählten Diatomeen und *Ceratium hirundinella* (unten) im Scharmützelsee.

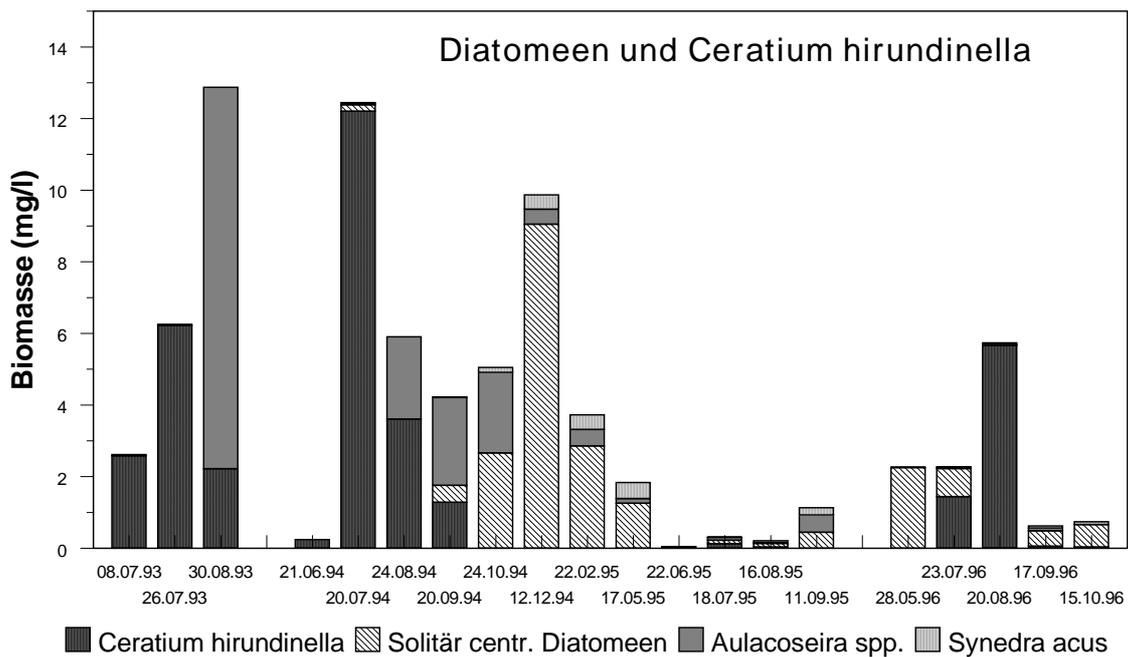
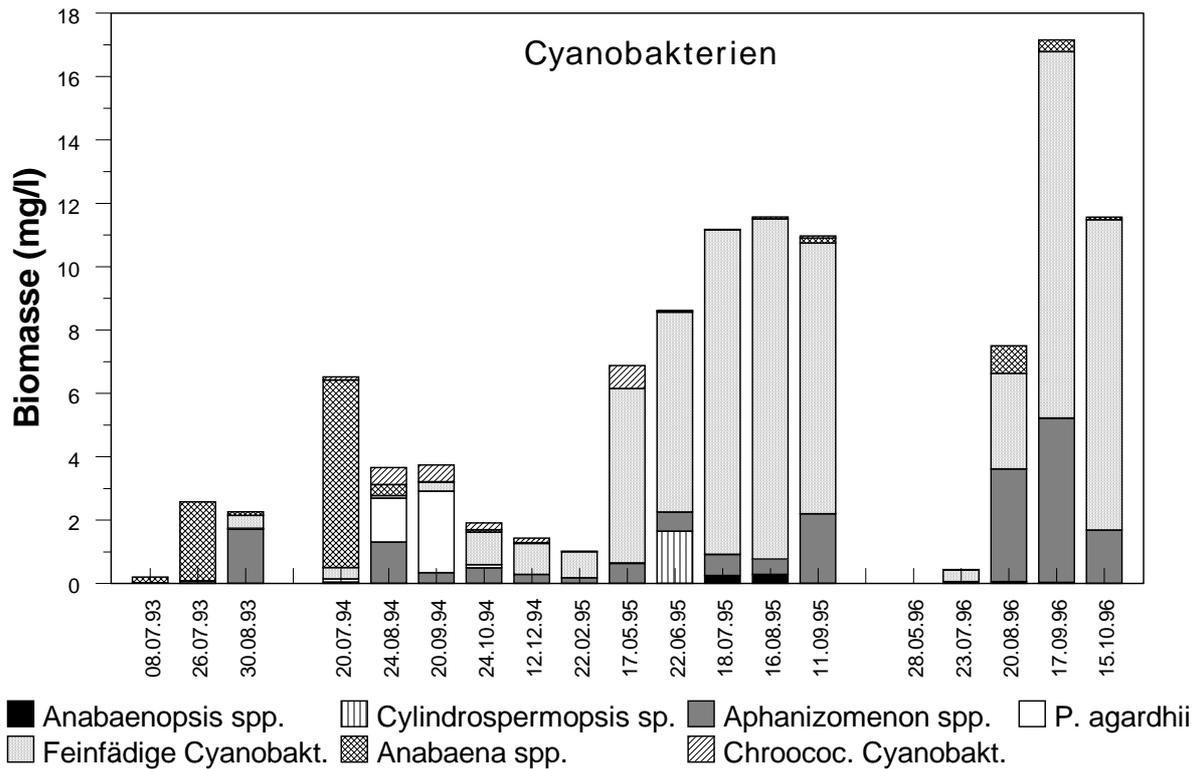


Abbildung 3: Entwicklung von Cyanobakterien (oben), ausgewählten Diatomeen und *Ceratium hirundinella* (unten) im Storkower See (Probe vom 21.6.94: Biomasse nur von *C. hirundinella* ermittelt).

Als zweite bedeutende Blaualgengattung wurde regelmäßig *Aphanizomenon* spp. (hauptsächlich *A. gracile*) beobachtet. Diese konnte bis 30 % der Biomasse der Blaualgen in der 2. Jahreshälfte bilden (Abb. 2) mit einem Maximum in zeitlicher Nähe zum Maximum der feinfädigen Cyanobakterien. Als Begleitplankton sowohl der Population von *Planktothrix*

agardhii als auch der feinfädigen Cyanobakterien traten *Aphanizomenon*-Arten, insbesondere *A. gracile*, auf. *Aphanizomenon flos-aquae* war dagegen niemals dominant. Wie aus Abbildung 2 und 3 hervorgeht, trat während der Massenfaltung der feinfädigen Cyanobakterien oft auch ein Zuwachs der *Aphanizomenon*-Population auf. Auffallend ist, daß zur selben Zeit die meisten *Aphanizomenon*-Trichome (etwa 80 %) Heterocysten aufwiesen (Abb. 4). Nach dem *Aphanizomenon*-Maximum wurde eine verstärkte Bildung von Akineten beobachtet.

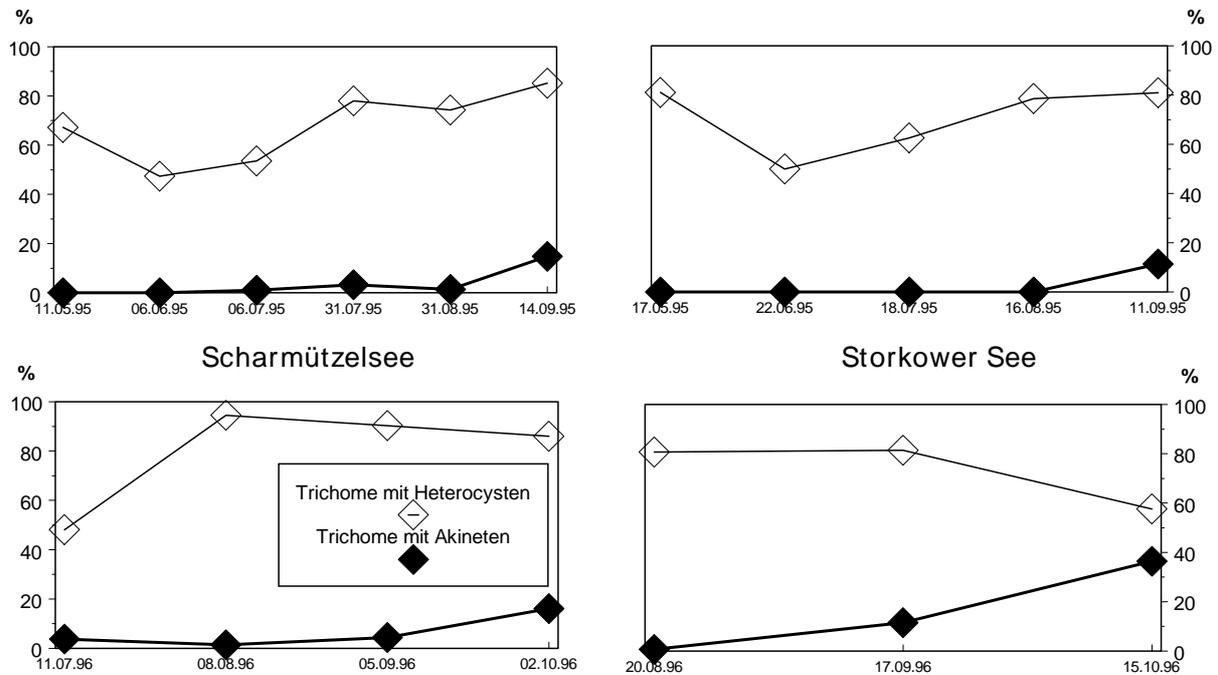


Abbildung 4: Anteil von Trichomen mit Heterocysten bzw. Akineten bei *Aphanizomenon* spp. im Scharmützelsee und Storkower See in Abhängigkeit von der Zeit.

3.2.3.3 Die Entwicklung der Cyanobakterien im Storkower See

Im Vergleich zur Cyanobakterienentwicklung im Scharmützelsee fällt auf, daß im Sommer bis zum zeitigen Herbst der Jahre 1993 und 1994 dickfädige Cyanobakterien dominant waren. Nach dem Maximum von *Anabaena spiroides* im Juli trat eine starke Vermehrung von *Aphanizomenon* spp. (1993) bzw. *Planktothrix agardhii* (1994) auf. Die Entwicklung der Cyanobakterien 1995 und 1996 unterscheidet sich jedoch deutlich gegenüber den Vorjahren. Im milden Winter 1994/1995 konnten feinfädige Cyanobakterien in höherer Konzentration überdauern. Ihr erfolgreiches Wachstum nach dem *Planktothrix*-Maximum setzte, vergleichbar mit der Entwicklung im Scharmützelsee, Ende September 1994 ein.

1996 konnten in der Cyanobakterienentwicklung ebenfalls Parallelen zum Scharmützelsee beobachtet werden. Im späten Frühjahr waren im Storkower See (28. Mai) keine feinfädigen Cyanobakterien nachweisbar. Sie erreichten, genau wie im Scharmützelsee, erst im September ein Biomassemaximum und lösten damit ein kurzzeitiges sommerliches Maximum großer Algenarten ab (*Ceratium hirundinella*). Wie im Scharmützelsee trat als weitere dominante Cyanobakterienform *Aphanizomenon* spp., insbesondere *A. gracile*, auf. Das Maximum lag im gleichen Zeitraum wie im Scharmützelsee.

3.2.3.4 Die saisonale Entwicklung dominierender planktischer Algen

Die Winter - und Frühjahrsentwicklung des Phytoplanktons

Im Scharmützelsee traten neben den Cyanobakterien als weitere bedeutende Gruppe die solitär centrischen Diatomeen auf (Abb. 2). Sie bildeten im Winter oder Frühjahr ein Maximum. Meist handelte es sich um *Stephanodiscus* sp. 1994 nahmen diese Diatomeen ab Februar stark zu und erreichten Anfang April ein Maximum. 1995 wurde ein vergleichbares Maximum bereits Mitte Februar erreicht. Ob der ungewöhnlich milde Winter (kein Eis) eine Ursache für die relativ frühzeitige Entwicklung dieser Diatomeen war, kann nur in Langzeituntersuchungen geklärt werden. Eine vergleichsweise Massenentwicklung wurde im Scharmützelsee nur noch beim Nanoplankton beobachtet (Abb. 1).

Im Storkower See wurde ebenfalls eine Massenentwicklung von solitär centrischen Diatomeen beobachtet mit Maxima der Biomasse von etwa 9 mg/l am Jahresende 1994.

Die Phytoplanktonzusammensetzung im Früh- und Spätsommer

Im Scharmützelsee sind in den Sommermonaten seit Jahren stabile Massenentwicklungen feinfädiger Cyanobakterien zu beobachten. Im Gegensatz zum Storkower See treten große Phytoplanktonarten im Frühsommer in der Regel nicht dominierend auf. Eine Ausnahme bildet das Jahr 1994, in dem die Entwicklung der feinfädigen Cyanobakterien erst sehr spät (Mitte August) einsetzte. Die Lücke zwischen nanoplanktischem Minimum und steilem Anstieg der feinfädigen Cyanobakterien wurde durch chroococcale Cyanobakterienkolonien (vermutlich *Aphanothece* sp.), spiralige und knäuelartige Arten von *Anabaena* und *Ceratium hirundinella* ausgefüllt (Abb. 2). Auffallend ist, daß im Scharmützelsee im Gegensatz zum Storkower See die Abundanz von *Anabaena* spp. und *Ceratium hirundinella* bei weitem nicht erreicht wurden.

Im Storkower See wurde bis 1994 im Spätsommer und/oder im Frühherbst eine Massenentfaltung von *Aulacoseira*-Arten beobachtet, die in den Folgejahren 1995 und 1996 nicht mehr beobachtet wurden.

3.2.3.5 *Planktothrix agardhii* und feinfädige Cyanobakterien - ein morphometrischer Vergleich

In Abbildung 5 ist die Oberfläche der feinfädigen Cyanobakterien ('Biofläche' der Zellen) der von *Planktothrix agardhii* mit gleicher Biomasse gegenübergestellt. Die feinfädigen Cyanobakterien haben eine um etwa 85 % größere Oberfläche als *Planktothrix agardhii*. Für die Berechnung wurde berücksichtigt, daß für *Planktothrix agardhii* in den Gewässern des Scharmützelseegebietes ein Trichomdurchmesser von nur knapp über 3,0 µm typisch ist. Das bedeutet, daß die feinfädigen Cyanobakterien für die gleiche Biomasse 2 bis 3 mal soviel Zellen bilden müssen wie *Planktothrix agardhii*. Unter diesen Bedingungen besitzen sie jedoch eine mindestens doppelt so große Oberfläche. Ob ein Mehrfaches der 'Biofläche' bei gleichem Biovolumen ein Selektionsvorteil in sehr trüben Gewässern mit äußerst geringen Konzentrationen gelöster Nährstoffe und geringer Photonenflußdichte darstellen kann, soll Gegenstand künftiger Untersuchungen sein.

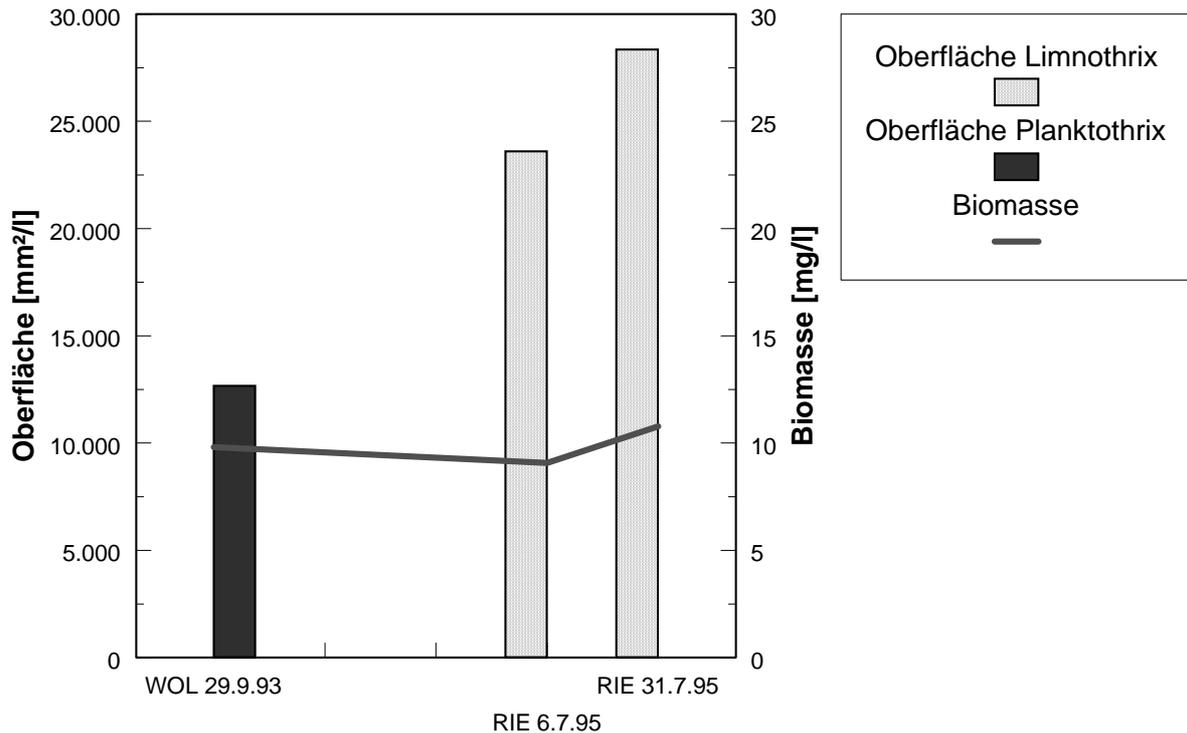


Abbildung 5: Größe der Oberfläche von *Planktothrix agardhii* und von feinfädigen Cyanobakterien mit gleicher Biomasse.

3.2.4 Diskussion

3.2.4.1 Die Ursachen für die Veränderungen in der Phytoplanktonentwicklung

Außergewöhnliche Ereignisse

1995 wurde im Scharmützelsee die Massentwicklung feinfädiger Cyanobakterien bereits im Juli beobachtet. Im Storkower See blieb die Entwicklung der fröhsommerlichen Planktongesellschaft (*Ceratium hirundinella* / *Anabaena* spp.) und der spätsommerlichen Planktongesellschaft (*Planktothrix agardhii* / *Aulacoseira* spp.) aus. An ihre Stelle trat eine Massenfaltung feinfädiger Cyanobakterien. Der Winter 1994/1995 war mit Temperaturen meist über dem Gefrierpunkt sehr mild, was einem Teil der im Vorjahr dominanten Populationen feinfädiger Cyanobakterien ein Überdauern im Pelagial ermöglichte. Im Frühjahr kam es dann bei steigenden Temperaturen zu ihrer Massentwicklung. Dagegen wurde nach dem langen und strengen Winter 1995/96 im Folgesommer 1996 keine zeitige Massenfaltung der feinfädigen Cyanobakterien beobachtet. Ein typischer Fröhsommeraspekt bestimmte die Phytoplankton sukzession im Scharmützelsee (Diatomeen/Nanoplankton - Klarwasserstadium). Eine spätsommerliche Massentwicklung feinfädiger Cyanobakterien trat ebenso wie im Jahr 1994 mit zweifach erhöhter Biomasse auf.

Hieraus können zunächst zwei Hypothesen abgeleitet werden:

1. Starke Winter mit langer Eisbedeckung verhindern eine frühzeitige Entwicklung von Cyanobakterien und erlauben im Sinne des PEG-Modells (SOMMER et al. 1986) die

Ausbildung von Klarwasserstadien. Der Beginn der Cyanobakteriendominanz im Phytoplankton verschiebt sich dann in den Spätsommer (ab Mitte August).

2. Milde Winter und hohe spätsommerliche und herbstliche Cyanobakterienabundanzen können ein metabolisch günstiges Überwintern von Restpopulationen der Blaualgen (um 2 mg/l) fördern, die eine hohe und kontinuierliche Entwicklung derselben im Folgejahr gewährleisten.

Konkurrenzvorteile der feinfädigen Cyanobakterien

Feinfädige Cyanobakterien können andere planktische Vertreter fast vollständig verdrängen. Das betrifft nicht nur Vertreter anderer Algenklassen, sondern auch andere filamentöse Cyanobakterien, z. B. *Planktothrix agardhii* als weiteres zur Massenentfaltung neigendes Cyanobakterium in bestimmten Seen des Scharmützelseegebietes (WIEDNER et al. 1996, ZIPPEL 1996). Sowohl den feinfädigen Cyanobakterien als auch den 'dickeren', z. B. *Planktothrix agardhii* sowie verschiedenen Species von *Aphanizomenon* und *Anabaena*, ist gemeinsam, daß sie optimal an eutrophe Bedingungen bezüglich der Nährstoffgehalte und der Temperatur- und Lichtverhältnisse angepaßt sind. Fädige Cyanobakterien werden vom Zooplankton wegen ihrer Größe nur schlecht oder gar nicht filtriert (KÜMMERLIN & BÜRGI 1989). Eine weitere wichtige ökologische Anpassung dieser Blaualgenarten ist die Fähigkeit, bei Abbau der thermischen Schichtung im Spätsommer und Frühherbst die Verfrachtung in die Tiefe durch Auftauchen zu kompensieren, was durch Verringerung des spezifischen Gewichtes (Bildung von Gasvakuolen u.a.) möglich ist.

Die genannten Cyanobakterien haben unterschiedliche Überlebensstrategien entwickelt, um ungünstige Lebensbedingungen zu überdauern. *Aphanizomenon*- und *Anabaena*-Arten überdauern durch die Bildung von Dauercysten (Akineten). Einsetzenden Nitratmangel kompensieren sie durch Fixierung von molekularem Stickstoff durch die Heterocysten. Feinfädige Cyanobakterien und *Planktothrix agardhii* können weder Akineten noch Heterocysten bilden. Sie überstehen ungünstige Lebensbedingungen um so besser, je höher ihre Abundanzen sind und damit die 'Startbiomasse'. Damit erhöhen sie die Selbstbeschattung im Gewässer und verhindern die Entwicklung der Akineten bzw. konkurrierender Populationen. Wie komplex die Entwicklungsbedingungen für die beiden Blaualgenvertreter sich darstellen können, zeigen die Ergebnisse von NICKLISCH (1994). Hier konnten *Limnothrix redekei* und *Planktothrix agardhii* in vitro längere Zeit unter nichtoptimalen Bedingungen (N-Limitation) nebeneinander existieren.

Die feinfädigen Cyanobakterien besitzen offenbar weitere Merkmale und Eigenschaften, die eine vergleichsweise höhere Konkurrenzfähigkeit zur Folge haben. Nach NICKLISCH & KOHL (1989) und NICKLISCH et al. (1991) ist *Limnothrix redekei* gegenüber *Planktothrix agardhii* in der Lage, geringere Belichtungsstärken für das Wachstum auszunutzen. Außerdem ist ihr Temperaturoptimum niedriger oder breiter gefächert. Dies würde erklären, warum eine große Population von feinfädigen Cyanobakterien milde Winter im Pelagial überdauern und bereits im zeitigen Frühjahr mit verstärktem Wachstum reagieren kann. Feinfädige Cyanobakterien mit gleicher Biomasse besitzen außerdem gegenüber *Planktothrix agardhii* auf Grund ihres geringen Trichomdurchmessers eine um etwa 85 % größere Oberfläche. Das ist eine entscheidene Bedingung - ähnliche Enzymaktivitäten vorausgesetzt - für eine höhere Zellteilungsrate. Das Nährstoffangebot kann besser ausgenutzt werden. In der Tat war *Limnothrix redekei* bei Phosphatlimitation in vitro konkurrenzstärker als *Planktothrix agardhii* (NICKLISCH et al. 1991). Auf Grund des kleineren Zellvolumens kann auch die Reproduktionszeit der neuen Tochterzellen verkürzt sein, da weniger Zellsubstanz gebildet

werden muß. Außerdem führt eine vergrößerte Oberfläche bei massenhaftem Auftreten der feinfädigen Cyanobakterien zu einem stärkeren Abschirmeffekt und damit zur Verringerung des Lichtangebotes für andere Phytoplanktonorganismen. Eine frühzeitig gebildete individuenreiche Population von feinfädigen Cyanobakterien ist auf Grund der genannten Merkmale und Eigenschaften imstande, nicht nur die Populationen von *Ceratium hirundinella*, *Anabaena* spp. und *Aulacoseira* spp., sondern auch die Population des konkurrenzstarken Cyanobakteriums *Planktothrix agardhii* in der 2. Jahreshälfte im Wachstum vollständig zu unterdrücken.

3.2.5 Literatur

- KÜMMERLIN, R. & BÜRGI, H.-R. (1989): Die langjährige Entwicklung des Phytoplanktons im Bodensee (1961 - 1986). Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee 39: 175 S.
- MEFFERT, M.-E. (1987): Planktic unsheathed filaments (*Cyanophyceae*) with polar and central gas-vacuoles. I: Their morphology and taxonomy. Arch. Hydrobiol./Suppl. 76: 315-346.
- NICKLISCH, A. (1994): Does mortality by nitrogen deficiency influence the succession of *Limnothrix redekei* and *Planktothrix agardhii* ? Verh. Internat. Verein. Limnol. 25: 2214-2217.
- NICKLISCH, A. & KOHL, J.- G. (1989): The influence of light on the primary production of two planktic blue-green algae. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 33: 451-455.
- NICKLISCH, A., ROLOFF, B. & RATSCH, A. (1991): Competition experiments with two planktic blue-green algae (*Oscillatoriaceae*). Verh. Internat. Verein. Limnol. 24: 889-892.
- NIXDORF, B., RÜCKER, J., DENEKE, R. & ZIPPEL, P. (1995): Limnologische Zustandsanalyse von Standgewässern im Scharmützelseegebiet - Teil 1. BTUC-AR 1/95.
- NIXDORF, B. & KLEEBERG, A. (Hrsg.) (1996): Gewässerreport Scharmützelseegebiet - Teil II. BTUC-AR 2/96.
- NIXDORF, B. & DENEKE, R. (1997): Why 'very shallow' lakes are more successful opposing reduced nutrient loads. Hydrobiologia 342/343: 269-284.
- REYNOLDS, C. S. (1984): The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge.
- ROTT, E. (1981): Some results from phytoplankton counting intercalibrations. Schweiz. Z. Hydrol. 43/1: 34-62.
- RÜCKER, J., WIEDNER, C. & ZIPPEL, P. (1997): Factors controlling the dominance of *Planktothrix agardhii* and *Limnothrix redekei* in eutrophic shallow lakes. Hydrobiologia 342/343: 107-115.
- RÜCKER, J. (eingereicht): Der Tiefe See (Scharmützelseegebiet) - Besonderheiten der phototrophen Besiedlung eines Klarwassersees. Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands.
- SOMMER, U., GLIWICZ, Z. M., LAMPERT, W. & DUNCAN, A. (1986): The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. Arch. Hydrobiol. 106 (4): 433-471.
- UTERMÖHL, H. (1958): Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitt. Internat. Verein. Limnol. 9: 1-38.
- WIEDNER, C., RÜCKER, J. & ZIPPEL, P. (1996): Besonderheiten des Blaualgenregimes in ausgewählten Gewässern des Scharmützelseegebietes. In: NIXDORF, B. &

- KLEEBOERG, A. (Hrsg.): Gewässerreport Scharmützelseegebiet - Teil II. BTUC-AR 2/96: 50-60.
- WUNDSCH, H. H. (1940): Beiträge zur Fischereibiologie märkischer Seen. VI. Die Entwicklung eines besonderen Seentypus (H₂S-Oscillatorien-Seen) im Fluß-Seengebiet der Spree und Havel, und seine Bedeutung für die fischereibiologischen Bedingungen in dieser Region. Z. Fischerei 38: 443-655.
- ZIPPEL, P. (1996): Allgemeine Beschreibung des Phytoplanktonregimes (Sommeraspekt). In: NIXDORF, B. & KLEEBOERG, A. (Hrsg.): Gewässerreport Scharmützelseegebiet - Teil II. BTUC-AR 2/96: 44-47.

3.3 Vorteile von Chrysophyceen, Cryptophyceen und Dinoflagellaten gegenüber Cyanobakterien in 3 eutrophen Flachseen während eines extremen Winters (1995/96)

Claudia Wiedner, Paul Zippel und Brigitte Nixdorf

3.3.1 Einführung

Den Winterperioden mit Eisbedeckung wurde, verglichen mit der Anzahl an Untersuchungen im Sommer, bisher in der limnologischen Forschung nur wenig Beachtung geschenkt. Die meisten Untersuchungen im Winter betreffen Seen der polaren und subpolaren Regionen (z. B. LIZOTTE & PRISCU 1994) bzw. Seen im Hochgebirge (z. B. ROTT 1988, TILZER 1973) im Trophiebereich von oligo- bis mesotroph. Diese Arbeit befaßt sich mit der Phytoplanktonsuccession in 3 flachen eu- bis hypertrophen Seen der gemäßigten Breiten während des extrem kalten Winters 1995/96. Die Seen werden seit 1993 untersucht. Das Phytoplankton wird vom Frühjahr bis zum Herbst regelmäßig von Blaualgen, d. h. entweder *Planktothrix agardhii* oder *Limnothrix* spp., dominiert. Ob und wie diese Dominanz durch andere Populationen unterbrochen werden kann, war Gegenstand der Untersuchungen in der Winterperiode 1995/96.

3.3.2 Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet liegt im Scharmützelseegebiet im Osten Brandenburgs. Die untersuchten Seen sind bei mittleren Tiefen von 1,6 - 2,1 m polymiktisch und 'sehr flach' im Sinne von NIXDORF & DENEKE (1997). Wichtige charakteristische Daten sind in Tabelle 1 aufgeführt. Die Probenahme wurde in 2-4 wöchigen Abständen durchgeführt. An jedem Termin wurde die Dicke des Eises und der Schneebedeckung gemessen. Die Sauerstoffsättigung und die Vertikalprofile der Wassertemperatur wurden mit einer HYDROLAB-H20-Multiparameter-Sonde im Bereich von 0 - 200 % O₂ gemessen. Die Globalstrahlung an der Wasseroberfläche und unter Eis wurde als PAR mit einem sphärischen Quantensensor (LIQUOR LI-193SA) gemessen. Für die Bestimmung des Chlorophyll a-Gehaltes, der gelösten Nährstoffe und des Phytoplanktonbiovolumens wurden Mischproben mit einem 2,3 l-LIMNOS-Schöpfer aus der Wassersäule entnommen. Die Phytoplanktonproben wurden mit Lugolscher Lösung fixiert und nach UTERMÖHL (1958) und ROTT (1981) quantitativ ausgewertet. Chlorophyll a und die chemischen Parameter wurden nach den Deutschen Einheitsverfahren (DEV 1993-97) bestimmt.

Tabelle 1: Trophie (nach OECD 1982), Seeoberfläche und Seetiefe der 3 Untersuchungsgewässer (nach NIXDORF & DENEKE 1997).

See	Trophie	Fläche (km ²)	max. Tiefe (m)	mittl. Tiefe (m)
Langer See	hypertroph	1,55	3,8	2,1
Melangsee	eutroph	0,11	3,3	1,6
Petersdorfer See	eutroph	0,23	4,0	2,1

Petersdorfer See

Melangsee

Langer See

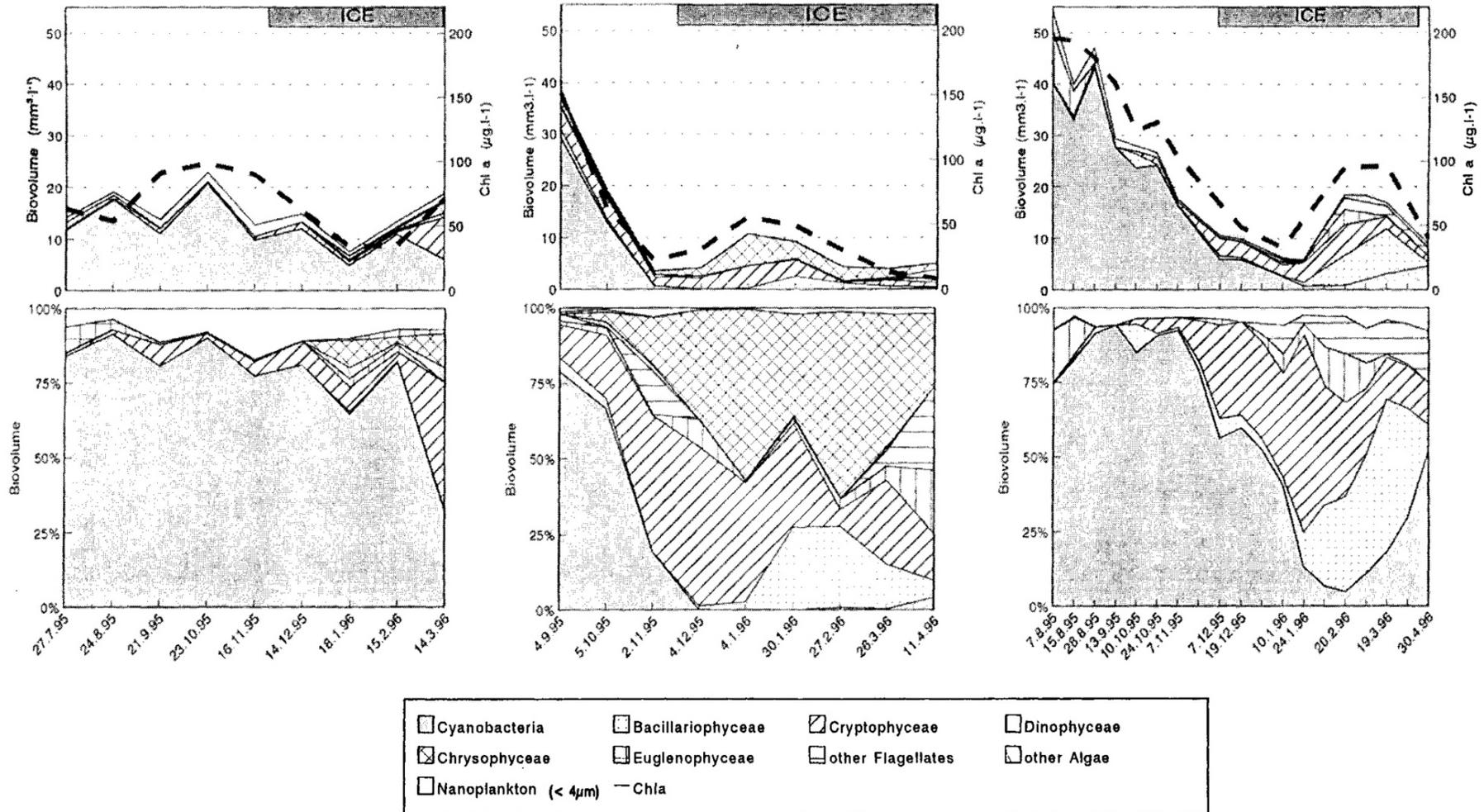


Abbildung 1: Absolutes (oben) und relatives (unten) Phytoplanktonbiovolumen und Chlorophyll a-Konzentration (oben) in 3 Flachseen.

3.3.3 Ergebnisse

In allen Seen wurde eine deutliche Verringerung des Phytoplanktonbiovolumens durch die Abnahme der Blaualgen kurz vor der Bildung einer geschlossenen Eisdecke beobachtet. Anschließend kam es zu einem kleinen Maximum unter Eis, bestehend aus Flagellaten und Kieselalgen (Abb. 1). Die Seen unterscheiden sich sowohl im relativen und absoluten Anteil der Blaualgen am gesamten Phytoplanktonbiovolumen als auch im Anteil der verschiedenen Flagellatengruppen, die während der Eisbedeckung zur Dominanz gelangten. Im Melangsee verschwanden die Blaualgen bis zum Ende der Eisbedeckung, während sie im Langen See und im Petersdorfer See in der ganzen Zeit mit mindestens 6 % ($3\text{-}5\text{ mm}^3\text{ l}^{-1}$) bzw. 25 % ($5\text{ mm}^3\text{ l}^{-1}$) Anteil am gesamten Phytoplanktonbiovolumen vertreten waren. In beiden Seen handelt es sich bei den Blaualgen unter Eis um *Limnothrix* spp., *Planktothrix agardhii*, *Pseudanabaena limnetica*, *Aphanizomenon flos-aquae* und *Planktolyngbya limnetica*. In allen Seen traten bei den Flagellaten die Cryptophyceen mit einem hohen und die Dinophyceen mit einem niedrigen Biovolumen hervor. Chrysophyceen kamen im Langen See gar nicht vor und im Petersdorfer See nur mit einem geringen Anteil am Phytoplanktonvolumen. Im Melangsee waren Chrysophyceen während des gesamten Zeitraums der Eisbedeckung dominant, wobei sich folgende Arten ablösten: *Uroglena volvox*, *Dinobryon* spp. und *Synura* sp. (Abb. 2). Die Kieselalge *Stephanodiscus* sp. bildete im Melangsee und im Langen See für kurze Zeit große Bestände aus, gleichzeitig nahm der Anteil der Cryptophyceen am gesamten Biovolumen in beiden Seen ab.

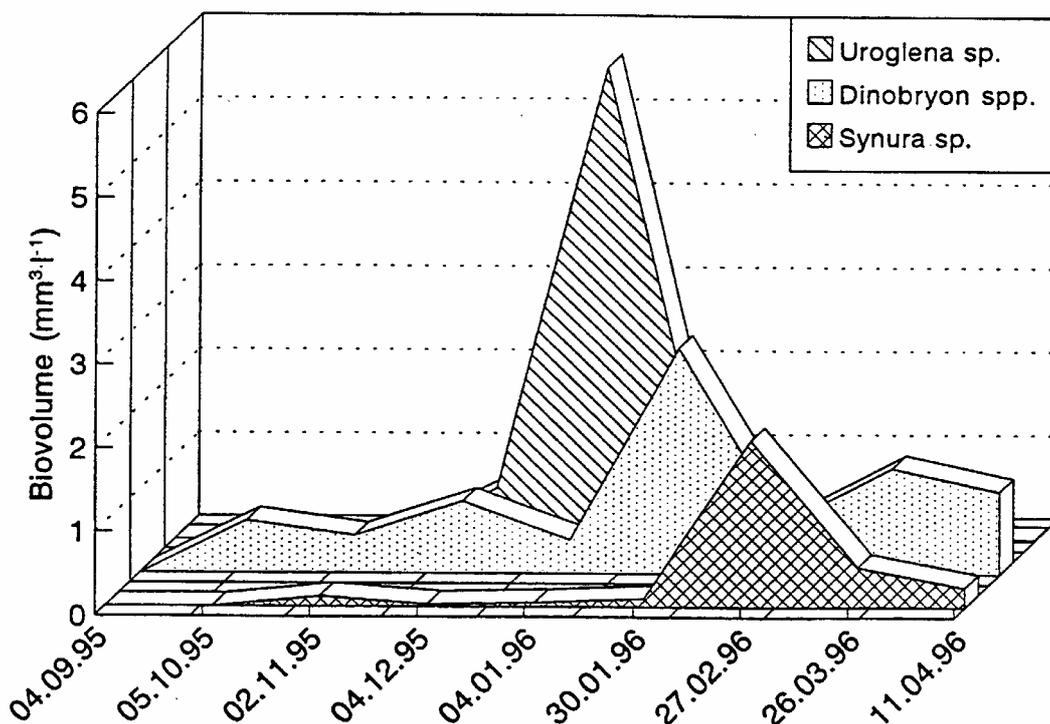


Abbildung 2: Sukzession der Chrysophyceen im Melangsee während der Eisbedeckung.

Die physikalischen und chemischen Parameter zeigten in allen Seen das gleiche Muster. Die Periode der Eisbedeckung begann Ende November 1995 und dauerte bis Ende April 1996. Die Eisdicke betrug kurz vor dem Beginn des Abschmelzens Anfang April maximal 50 cm. Zweimal wurde für wenige Tage eine Schneedecke von 3-5 cm Dicke gemessen.

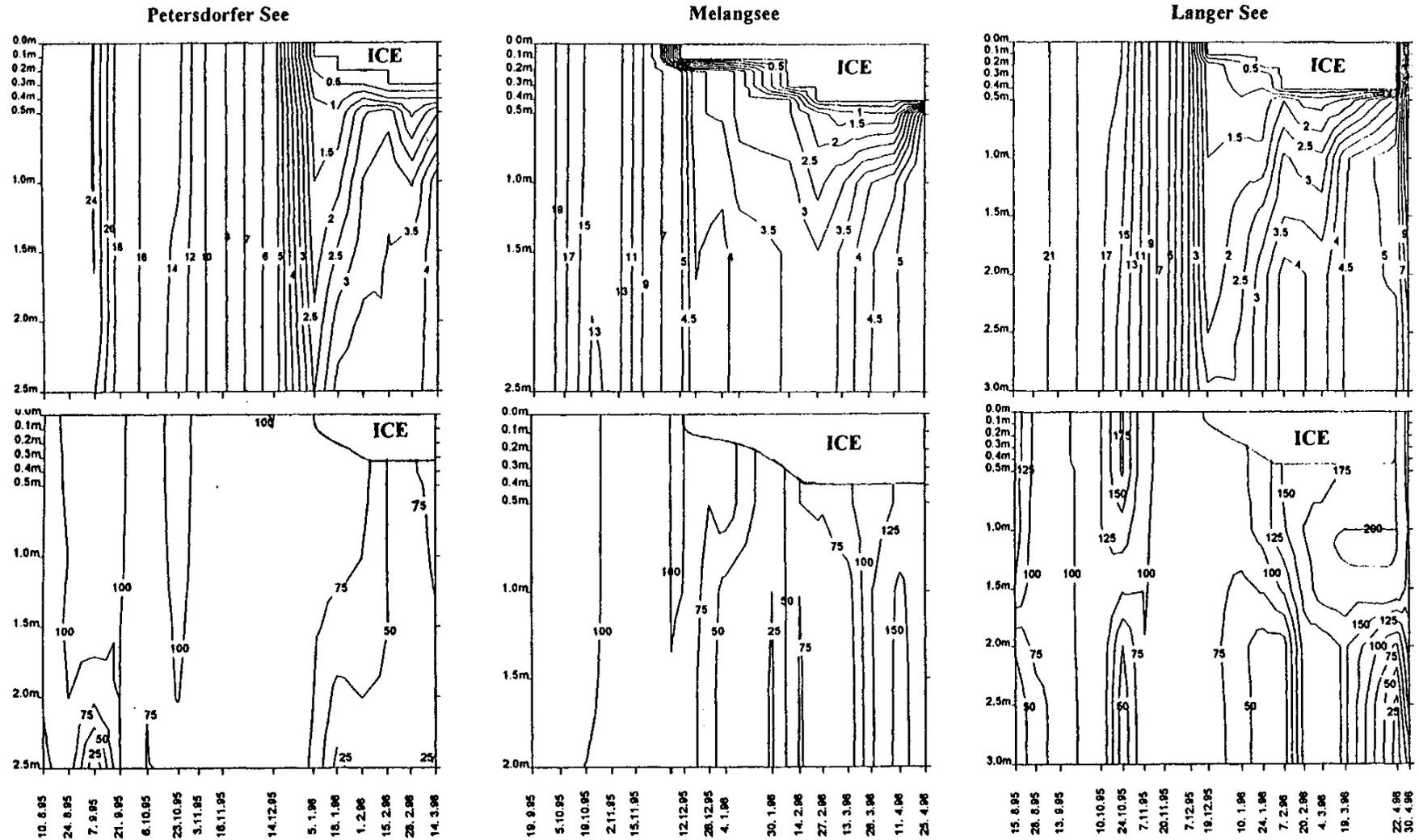


Abbildung 3: Isoplethendarstellung der Temperatur (in ° C, oben) und der Sauerstoffsättigung (in %, unten) für 3 eutrophe Flachseen im Winter 1995/96.

Die euphotische Zone, definiert als Bereich mit einer Lichtintensität größer als 1 % der über dem Eis bzw. Schnee gemessenen Globalstrahlung, reichte die meiste Zeit bis zum Grund der Seen. Nur während kurzer Phasen mit Schneebedeckung war die euphotische Zone auf die oberen 1-1,5 m der Wassersäule beschränkt. Im Herbst waren alle Seen durchmischt und die mittlere Wassertemperatur nahm kontinuierlich ab mit minimalen Werten um den Gefrierpunkt kurz vor der Bildung einer Eisdecke. Während die Seen mit Eis bedeckt waren, bildete sich darunter eine inverse Temperaturschichtung aus von 0 °C unter Eis bis zu 4 °C in der unteren Hälfte der Wassersäule. Kurz bevor das Eis zu schmelzen begann, erwärmten sich die Seen wieder bis auf 6 °C (Abb. 3, oben). Auf eine anfängliche Abnahme der Sauerstoffkonzentration im ersten Teil der Eisbedeckungsphase folgte ein schneller Anstieg, der in allen Seen zu einer beträchtlichen Sauerstoffübersättigung am Ende der Eisbedeckung führte (Abb. 3, unten). Im Langen See war die Sauerstoffübersättigung am höchsten, so daß das Wasser wie eine gerade geöffnete Mineralwasserflasche sprudelte, wenn ein Loch ins Eis geschlagen wurde. Dabei wurden Werte von über 200 % Sauerstoffsättigung gemessen.

In allen Seen zeigte sich für die gelösten Nährstoffe folgender Verlauf: Vor dem Beginn der Eisbedeckung waren die Konzentrationen der gelösten Nährstoffe sehr gering, oft sogar an der Nachweisgrenze. Während der Eisbedeckung kam es zu einem starken Anstieg der Konzentrationen. Die Gesamtkonzentrationen an gelösten Nährstoffen waren im Langen See am höchsten, gefolgt vom Melangsee und dem Petersdorfer See (Abb. 4). Im Frühling kam es besonders im Langen See zu einer schnellen Abnahme der Konzentrationen.

3.3.4 Diskussion

Der Rückgang der Cyanobakterien ist mit einer Abnahme der Wassertemperatur und der Globalstrahlung verbunden. Es wird vermutet, daß diese Änderungen im Licht- und Temperaturregime für die Ausbildung der Flagellatendominanz verantwortlich sind. Zahlreiche Vertreter der Chrysophyceae, Dinophyceae und Cryptophyceae sind als typische 'Winterarten' beschrieben worden (z. B. ROTT 1988, TILZER 1973). Im Gegensatz zu unseren Beobachtungen waren in den beschriebenen Seen die Flagellaten das ganze Jahr über dominant. Die Fähigkeit der Flagellaten, geringe Temperaturen und Lichtintensitäten zu tolerieren, erklärt ihr Vorkommen in den Wintermonaten (MAEDA & ICHIMURA 1973). Während einige Flagellaten ihre Fähigkeit zum Wachstum unter Schwachlichtbedingungen durch chromatische Adaption verbessern können, sind andere zum heterotrophen Wachstum in der Lage (ARVOLA & KANKAALA 1989).

Sowohl die Maxima der Phytoplanktonbiomasse (als Biovolumen und Chlorophyll a) als auch die hohen O₂-Übersättigungen während der Eisbedeckungsphasen sind ein Anzeiger für eine hohe photosynthetische Aktivität unter dem Eis in allen untersuchten Seen. Ähnliche Beobachtungen wurden von MAEDA & ICHIMURA (1973) gemacht. Klares Eis (ohne Schnee) ist eine wesentliche Voraussetzung für photoautotrophes Wachstum (BOLSENGA et al. 1991), weil nur durch Klareis ausreichende Lichtmengen penetrieren können. Ist das Eis von Schnee bedeckt, wird das Licht (meist) zum limitierenden Faktor für das Phytoplanktonwachstum (WRIGHT 1964, TULONEN et al. 1994). Die Werte der O₂-Konzentrationen sind nicht vergleichbar mit den Werten während der Sommerperioden, weil

a) die Löslichkeit von Gasen umgekehrt proportional mit der Temperatur verläuft, d. h. Übersättigungen im Winter Ausdruck sehr viel höherer O₂-Mengen sind als im Sommer

b) die Eisdecke wie eine Falle oder ein 'Deckel' für den See wirkt, in dem der Sauerstoff folglich akkumuliert werden kann (WETZEL 1966, WHARTON et al. 1986).

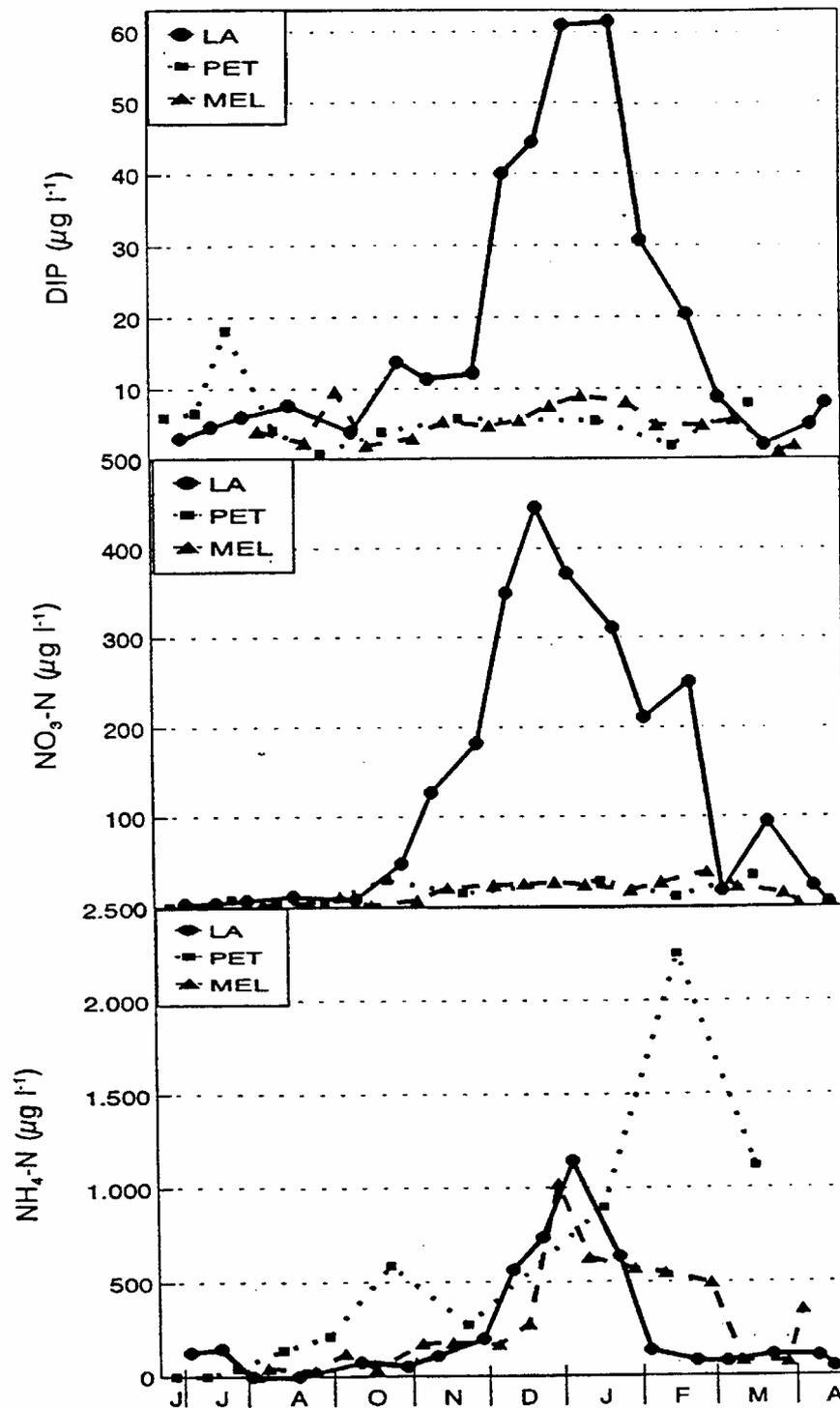


Abbildung 4: Konzentrationen gelöster Nährstoffe in 3 eutrophen Flachseen (Oben: Gelöster anorganischer Phosphor (DIP), Mitte: Nitrat-Stickstoff (NO₃-N), Unten: Ammonium-Stickstoff (NH₄-N)).

Die Dominanz von entweder Chrysophyceae oder Cryptophyceae in den Seen wird hauptsächlich durch den unterschiedlichen Nährstoffbedarf gesteuert. DIP-Konzentration unter $10 \mu\text{g P/l}$ über mehrere Wochen können zur Phosphor-Limitation führen (OECD 1982, CHORUS 1995). Die entsprechenden Konzentrationen im Langen See betragen im Untersuchungszeitraum $60 \mu\text{g P l}^{-1}$, im Melangsee $9 \mu\text{g l}^{-1}$ und im Petersdorfer See $6 \mu\text{g l}^{-1}$. Chrysophyceae entwickelten sich im Langen See nicht. Sie waren dominant im Melangsee und subdominant im Petersdorfer See. Diese Ergebnisse legen die Vermutung nahe, daß Chrysophyceae erfolgreich mit Cryptophyceae konkurrieren können. Unter Umständen können sie sogar die Cryptophyceae verdrängen, insbesondere bei minimaler Nährstoffversorgung.

Der hohe Anteil von Cyanobakterien, der im Langen See und im Petersdorfer See unter Eis zur Entwicklung kommt, ist dagegen bemerkenswert. Die Blaualge *Limnothrix redekei* ist als eine Art beschrieben, die aufgrund ihrer Schwachlichtanpassung die Winterperioden in beträchtlichen Dichten überstehen kann. Die bisherigen Beschreibungen beziehen sich jedoch nur auf Perioden, die nicht durch lange Eis- und Schneebedeckung gekennzeichnet sind (MEFFERT 1989). ADRIAN et al. (1995) leiteten aus ihren Untersuchungen folgende Hypothese über das Auftreten der Cyanobakterien ab: Strenge Winter verhindern die Entwicklung von Blaualgen im Sommer, während milde Winter die Früh- und Spätsommerdominanz begünstigen. Im Gegensatz zu diesen Hypothesen stehen unsere Beobachtungen, die belegen, daß *Limnothrix redekei* sowie *Planktothrix agardhii*, *Pseudanabaena limnetica*, *Aphanizomenon flos-aquae* und *Lyngbya limnetica* in der Lage sind, länger als 5 Monate unter Eis in relativ hohen Dichten zu überleben. Als ein Grund für dieses in der Literatur bisher nicht beschriebene Verhalten wird die stabile inverse Temperaturschichtung der Seen unter Eis angenommen. Insbesondere die $4 \text{ }^\circ\text{C}$ -Schicht im unteren Gewässerbereich könnte eine Temperaturnische für Cyanobakterien im Winter sein. Diese Hypothese wird bestätigt durch die Tatsache, daß das Maximum in der vertikalen Verteilung der Cyanobakterien unter Eis im unteren Gewässerhorizont zu finden ist (WIEDNER unveröff.). Milde Winter mit teilweiser und unregelmäßiger bzw. kurzzeitiger Eisbedeckung scheinen sich für die Entwicklung bzw. das 'Überleben' von Cyanobakterien insofern ungünstig auszuwirken, als vor der Eisbedeckung längere Perioden mit Temperaturen um den Gefrierpunkt ($< 4 \text{ }^\circ\text{C}$) auftreten können.

In den drei Untersuchungsgewässern waren die Temperatur- und Lichtbedingungen sehr ähnlich. Deshalb ist der Zusammenbruch der Cyanobakterien im Melangsee ein deutliches Zeichen für eine Steuerung der Populationsdynamik des Phytoplanktons, die in diesem Bericht nicht behandelt wird.

Zusammenfassend läßt sich aus unseren Untersuchungen ableiten:

1. Die Vegetationsperiode des Phytoplanktons eu- bis hypertropher Seen sollte das ganze Kalenderjahr einschließen, weil relativ hohe Phytoplanktonentwicklungen im Winter selbst unter Eis auftreten können.
2. Die geringen Temperaturen und Lichtintensitäten fördern Schwachlichtarten, die Biovolumina und photosynthetische Aktivitäten erreichen können, wie wir sie sonst nur im Frühjahr und Sommer nachweisen.
3. Die Sukzession innerhalb des Phytoplanktons scheint eher von den trophischen Gegebenheiten als von den meteorologischen Bedingungen gesteuert zu werden. Bei sehr

knapper Nährstoffversorgung verdrängen Chrysophyceae sowohl Cryptophyceae als auch Cyanobakterien.

4. Im Gegensatz und/oder als Ergänzung zu den bisherigen Hypothesen sind Cyanobakterien (*Limnithrix redekei*) durchaus in der Lage, auch äußerst strenge Winter sehr erfolgreich zu überstehen und im folgenden Frühjahr eine bedeutende Ausgangspopulation aufzuweisen.

Danksagung

Das Gelingen dieser Arbeit war nur möglich durch tatkräftige Unterstützung von G. Lippert, T. Handke, U. Abel und C. Tahedl im Labor sowie von W. Terlinden und I. Henschke im Freiland. All jenen sei an dieser Stelle ein herzliches Dankeschön ausgesprochen.

3.3.5 Literatur

- ADRIAN, R., DENEKE, R., MISCHKE, U., STELLMACHER, R. & LEDERER, P. (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: 315-337.
- ARVOLA, L. & KANKAALA, L. (1989): Winter and spring variability in phyto- and bacterioplankton in lakes with different water colour. Aqua Fennica 19: 29-39.
- BOLSENGA, S. J., HERDENDORF, C. E. & NORTON, D. C. (1991): Spectral transmittance of lake ice from 40-850 nm. Hydrobiologia 218: 15-25.
- CHORUS, I. (1995): Müssen in der Seensanierung Gesamtphosphat-Schwellenwerte unterschritten werden, bevor das Phytoplankton eine Reaktion zeigt? In: JÄGER, D. & KOSCHEL, R. (Hrsg.): Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer. Limnologie aktuell 8: 21-28.
- DEV (1993-97): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim.
- LIZOTTE, M.P. & PRISCU, J.C. (1994): Natural fluorescence and quantum yields in vertically stationary phytoplankton from perennially ice-covered lakes. Limnol. Oceanogr. 39: 1399-1410.
- MAEDA, O. & ICHIMURA, S. (1973): On the high density of a phytoplankton population found in a lake under ice. Int. Rev. ges. Hydrobiol. 58: 673-685.
- MEFFERT, M.-E. (1989): Planktic unsheated filaments (Cyanophyceae) with polar and central gas vacuoles. II. Biology, population dynamics and biotopes of *Limnithrix redekei* (VAN GOOR) MEFFERT. Arch. Hydrobiol. 116: 257-282.
- NIXDORF, B. & DENEKE, R. (1997): Why 'very shallow' lakes are more successful opposing reduced nutrient loads. Hydrobiologia 342/343: 269-284.
- OECD (1982): Eutrophication of waters. OECD report, Paris.
- ROTT, E. (1981): Some results from phytoplankton counting intercalibrations. Schweiz. Z. Hydrol. 43: 34-62.
- ROTT, E. (1988): Some aspects of the seasonal distribution of flagellates in mountain lakes. Hydrobiologia 161: 159-170.
- TILZER, M. (1973): Diurnal periodicity in the phytoplankton assemblage of high-mountain lakes. Limnol. Oceanogr. 18: 15-30.
- TULONEN, T., KANKAALA, P., OJALA, A. & ARVOLA, L. (1994): Factors controlling production of phytoplankton and bacteria under ice in a humic, boreal lake. J. Plankton Res. 16: 1411-1432.

- UTERMÖHL, H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplanktonmethodik. Mitt. Internat. Verein. Limnol. 9: 1-38.
- WETZEL, R. G. (1966): Variations in productivity of Goose and hypertrophic Sylvan lakes, India. Investigations of Indiana Lakes and Streams 7:147-184.
- WHARTON, R. A. Jr., McKAY, C. P. & PARKER, B. C. (1986): Oxygen budget of a perennially ice-covered Antarctic lake. Limnol. Oceanogr. 31: 437-443.
- WRIGHT, R. T. (1964): Dynamic of a phytoplankton community in an ice-covered lake. Limnol. Oceanogr. 9:163-178.

3.4 Untersuchungen zum Vorkommen phototropher Bakterien in Seen des Scharmütelseegebietes

Jacqueline Rücker

3.4.1 Einleitung

Gegenstand der im folgenden Beitrag vorgestellten Untersuchungen war es, nach Vorkommen von phototrophen Bakterien in Seen des Scharmütelseegebietes zu suchen. Im Mittelpunkt dieser Arbeit stand dabei das methodische Herangehen an den Nachweis dieser Organismengruppe. Sie soll als Ausgangspunkt dafür dienen, den Beitrag dieser Organismen zur Primärproduktion und zur sekundären Belastung für die betreffenden Gewässer abzuschätzen.

Unter phototrophen Bakterien sind im weiteren Sinne alle Prokaryoten, die Licht als Energiequelle zur Kohlenstoffassimilation benutzen, zu verstehen. Systematisch werden sie in der Klasse Photobacteria zusammengefaßt (HÄUSLER 1982). Die Lichtabsorption ist an das Vorhandensein von pigmenttragenden Membrankomponenten gebunden. Die wichtigsten Assimilationspigmente sind Chlorophylle und Carotenoide. Die Chlorophylle der Cyanobakterien, die mit denen der eukaryotischen Algen identisch sind, werden im folgenden mit 'Chl' abgekürzt, für die Bakteriochlorophylle wird das Kürzel 'BChl' verwendet. Bei allen phototrophen Bakterien laufen Licht und Dunkelreaktion der Photosynthese räumlich getrennt ab.

Zu den Photobacteria gehören zwei Unterklassen, die Oxyphotobacteriae und die Anoxyphotobacteriae, die sich hinsichtlich der Wasserstoffdonatoren unterscheiden. Dafür benutzen die Vertreter der Oxyphotobacteriae Wasser, so daß es im Verlauf der Photosynthese zur Freisetzung von molekularem Sauerstoff kommt (Tab. 1). Diese oxygene Photosynthese

Tabelle 1: Wichtige Eigenschaften und Systematik der phototrophen Bakterien.

<i>Klasse</i>	Photobacteria		
<i>Unterklasse</i>	Oxyphotobacteriae		Anoxyphotobacteriae
	oxygene Photosynthese $\text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow (\text{CH}_2\text{O}) + \text{H}_2\text{O} + 2\text{O}$ H-Donator: H_2O → O_2 -Freisetzung 2 Photoreaktionen		anoxygene Photosynthese $\text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{S} \rightarrow (\text{CH}_2\text{O}) + \text{H}_2\text{O} + 2\text{S}$ H-Donator: H_2S , S, H_2 , org. Verb. →keine O_2 -Freisetzung 1 Photoreaktion
<i>Ordnung</i>	Prochlorales	Cyanobacteriales (Blualgen)	Rhodospirillales (Grüne und Purpurbakterien)

läuft in zwei Lichtreaktionen ab. Zu den Oxyphotobacteriae gehören die Prochlorales und die Cyanobacteriales, also die Blaualgen, die das Phytoplankton in den meisten Seen des Scharmützelseegebietes dominieren (NIXDORF et al. 1995).

Die Anoxyphotobacteriae können als Relikte der Frühzeit der Evolution der Photosynthese verstanden werden (SCHLEGEL 1985). Sie können nicht Wasser als Wasserstoffdonator verwenden, sondern sind auf stärker reduzierte Verbindungen, wie Schwefelwasserstoff, elementaren Schwefel, Wasserstoff oder organische Verbindungen, angewiesen. Daher kommt es im Verlauf der anoxygenen Photosynthese nicht zur Freisetzung von Sauerstoff. Die Lichtreaktion läuft in nur einem Reaktionsschritt ab. Zu den Anoxyphotobacteriae gehört nur eine Ordnung, die der Rhodospirillales, d.h. der Grünen Schwefelbakterien und Purpurbakterien. Mit diesen phototrophen Bakterien im engeren Sinne beschäftigt sich der folgende Beitrag. In Tabelle 2 sind einige wichtige physiologische Eigenschaften der einzelnen Familien der phototrophen Schwefelbakterien zusammengefaßt. In den folgenden Untersuchungen sind jedoch nur die Schwefelpurpurbakterien (Chromatiaceae) und von den Grünen Schwefelbakterien (Chlorobiinae) die Chlorobiaceae von Bedeutung.

Tabelle 2: Ausgewählte physiologische Eigenschaften und Systematik der Rhodospirillales. (BChl: Bakteriochlorophyll)

Ordnung	Rhodospirillales (Grüne Schwefelbakterien und Purpurbakterien)			
Unterordnung	Rhodospirillinae (Purpurbakterien)		Chlorobiinae (Grüne Schwefelbakterien)	
	Photosynthese-Apparat auf Thylakoiden nur BChl a purpur bis violett oder rot gefärbt CO ₂ -Fixierung über Ribulosebiphosphatzyklus mit NADH		Photosynthese-Apparat in Chlorosomen BChl c, d, e und BChl a (Reaktionszentr.) grün und braun gefärbt CO ₂ -Fixierung über reduktiven Tricarbonsäurezyklus	
Familie	Rhodospirillaceae (Schwefelfreie Purpurbakterien)	Chromatiaceae (Schwefelpurpurbakterien)	Chlorobiaceae (Grüne Schwefelbakterien)	Chloroflexaceae (Grüne, gleitende Bakterien)
	durch H ₂ S gehemmt H-Don.: org. Verbindg. alle beweglich unterschiedliche Thylakoidstruktur wachsen aerob im Dunkeln	oxidieren H ₂ S, S ⁰ , S ₂ O ³⁻ , SO ²⁻ S wird intracellulär abgelagert ±Geißeln ±Gasvakuolen vesikuläre Thylakoide	streng anaerob H-Donor: H ₂ S scheiden S aus unbeweglich ±Gasvakuolen symbiont. Arten	fädige Arten gleitend BChl a und c aerobes Wachstum möglich photoheterotroph

Die wichtigsten Kriterien für das pelagische Vorkommen von phototrophen Bakterien sind eine stabile thermische Schichtung und die Ausprägung eines anoxischen Hypolimnions mit Schwefelwasserstoff, zu dem noch soviel Licht vordringt, daß photoautotrophes Wachstum möglich wird. Oft bilden sich regelrechte Bakterienplatten unterhalb des Metalimnions aus, die durch die Dominanz einiger weniger Arten geprägt sind. Dabei wird oft eine Abfolge von Schwefelpurpurbakterien an der Untergrenze des Metalimnions und Entwicklungen von Grünen Schwefelbakterien weiter unten beobachtet (Van GEMERDEN & MAS 1995). Das

liegt am unterschiedlichen Lichtbedarf dieser beiden Gruppen. PFENNIG (1978, zit. in LAMPERT & SOMMER 1993) gibt Lichtkompensationswerte von 25 - 70 $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ für die Purpurbakterien bzw. 20 - 25 $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ für die Grünen Schwefelbakterien an. Innerhalb der Grünen Schwefelbakterien sind grün gefärbte Arten (BChl-c- oder -d-haltig), die mit dem Carotenoid Chlorobacten ausgestattet sind, in Gewässern weiter oben anzutreffen (um 6 m) als braun gefärbte, BChl-e- und Isorenieraten-haltige Arten (Mittelwert um 14 m, Van GEMERDEN & MAS 1995).

Seit den grundlegenden Arbeiten von WUNDSCH (1940) ist bekannt, daß die tiefen, geschichteten Seen des Scharmützeesgebietes im Sommer ein anaerobes Hypolimnion mit Schwefelwasserstoffbildung aufweisen. An diesem Zustand hat sich bis heute nichts geändert (NIXDORF & KLEEBERG 1996). Der Frage, ob sich in diesen Seen Populationen phototropher Bakterien entwickeln können, soll im folgenden Beitrag nachgegangen werden. Der kritische Punkt hierbei ist, ob das Licht, das das Hypolimnion erreicht, photoautotrophes Wachstum ermöglichen kann. Für die Untersuchungen wurden drei Seen unterschiedlicher Trophie, die alle zur Glubigseenkette gehören, ausgewählt. Als Marker für das Vorhandensein von phototrophen Bakterien wurden ihre Pigmente, die verschiedenen Bakteriochlorophylle und Carotenoide, benutzt.

3.4.2 Methoden

Die Freilanduntersuchungen fanden im Rahmen des üblichen Routineprogramms für die Seen im Scharmützeesgebiet statt, bei dem alle Hintergrunddaten nach den in NIXDORF et al. (1995) beschriebenen Methoden erfaßt wurden. Für die Suche nach Pigmenten phototropher Bakterien wurden an ein bis drei Terminen von September bis November 1996 jeweils 2 Liter Wasser von der Unterkante des Metalimnions, wo gerade noch Sauerstoff nachweisbar war, bis 4 m darunter in 0,5-m-Schritten mit einem Schöpfer entnommen. Im Labor wurden die Proben bei einem Unterdruck von 200 mbar und Grünlicht auf Glasfaserfilter (WHATMAN GF/F) filtriert. Die Filter wurden gefaltet und gut zwischen Filterpapier getrocknet (max. 10 min). Danach wurden sie in 4-ml-Vials aus Braunglas mit 3 ml 90%igem Aceton versetzt. Anschließend wurden die Vials für 4 min im Ultraschallbad bei 55 °C mit einer Leistung von 1200 W beschallt. Nach einer Extraktionszeit von 24 Stunden im Kühlschrank bei 4 °C wurden die Extrakte über 0,2 μm -Spritzenfilter (SARTORIUS Minisart RC 15) klarfiltriert und bis zur Messung bei -20 °C eingefroren.

Die Aufnahme von Absorptionsspektren der Acetonextrakte erfolgte in 1-cm-Küvetten am Spektralphotometer Lambda 2 (PERKIN ELMER). Für HPLC-Analysen wurden 50 bis 250 μl der Extrakte in eine HPLC-Anlage der Firma GYNKOTEK injiziert. Die chromatographische Auftrennung erfolgte über eine 'non endcapped reversed phase'-Säule (4,6 x 250 mm, Zorbax-ODS, 5 μm SIL) mit einem von LENHARD (unveröff.) modifizierten Gradienten nach WOITKE et al. (1994). Dieses Gradientensystem ist für die Trennung von Algenpigmenten entwickelt worden und ermöglicht anhand von Markerpigmenten eine grobe Quantifizierung der verschiedenen Algenklassen. Die Bestimmung der Bakterienpigmente erfolgte über den Vergleich mit Material aus Reinkulturen. Die Konzentrationen der Bakteriochlorophylle wurde über spektrale Absorptionskoeffizienten aus den Extinktionen der Gesamtextrakte berechnet. Dabei wurde jeweils die Reststreuung bei einer Wellenlänge

Tabelle 3: Herkunft und Absorptionseigenschaften der verwendeten Bakterienkulturen sowie die zur Berechnung der Konzentrationen verwendeten spezifischen Absorptionskoeffizienten.

Bakterienkultur	dominantes Bakteriochlorophyll	Absorptionsmaxima	Absorptionskoeffizient [l/mg/cm]
<i>Rhodospirillum rubrum</i> S1	BChl a	345 nm, 772 nm	39,7 (772 nm) (TAKAHASHI & ICHIMURA 1968)
<i>Chlorobium limicola</i> 6230	BChl c	432 nm, 662 nm	92,1 (662 nm) (STANIER & SMITH 1960)
<i>Chlorobium vibriforme</i> 6030	BChl d	424 nm, 654 nm	98,0 (654 nm) (STANIER & SMITH 1960)
<i>Chlorobium phaeobacteroides</i> 2430	BChl e	465 nm, 654 nm	98,0 (654 nm) (STEENBERGEN & KORTHALS 1982)
	Chl a	430 nm, 665 nm	89,31 (SCOR / UNESCO 1966)

von 850 nm gemessen und abgezogen. Auskunft über das verwendete Kulturmaterial, die vorherrschenden Pigmente sowie die verwendeten Absorptionskoeffizienten gibt Tabelle 3.

Die Bestimmung von Schwefelwasserstoff erfolgte photometrisch nach der Methylenblau-methode (vgl. NIXDORF & KLEEBERG 1996). Cytophotometrische Untersuchungen frischen Materials erfolgten bei 100facher Vergrößerung an einem ZEISS-Mikroskop (Axioplan). Dabei wird das Licht, das das Objekt passiert über eine Videokamera (SONY 3CCD) zu einem Diodenarray (ZEISS MCS 410) übertragen. Der Nullabgleich erfolgt an einer objektfreien Stelle des Präparates. Die Auswertung der Absorptionsspektren wurde mit der Software Lambda Scan (ZEISS) vorgenommen.

3.4.3 Auswahl der Untersuchungsgewässer

Als Untersuchungsgewässer wurden der Tiefe See, der Springsee und der Große Glubigsee, die alle zur Glubigseenkette gehören, ausgewählt. Sie sind 22, 18 bzw. 12 Meter tief und alljährlich von Mai bis mindestens Oktober thermisch stabil geschichtet. Der Tiefe See ist als mesotroph einzustufen. Die Jahresmittelwerte für 1994 bis 1996 liegen für die Gesamtposphorkonzentration (TP) zwischen 23 und 26 µg P/l, bzw. zwischen 4,3 und 4,5 µg/l für Chlorophyll a (RÜCKER eingereicht). Er weist mit Jahresmittelwerten von 5,5 m die höchsten Sichttiefen im Untersuchungsgebiet auf. NIXDORF & LIEPELT (1996) berechneten Verhältnisse von euphotischer zu durchmischter Schicht für den Tiefen See zwischen 1 und 2. Starke Sauerstoffzehrung im Hypolimnion, Schwefelwasserstoffkonzentrationen bis 1 mg/l und benthische Phosphorfreisetzung von 2 bis 6,7 mg P/m²/d zeigen jedoch, daß sich der Tiefe See in einem Stadium befindet, wo ein Umschwung in die nächst höhere Trophiestufe (eutroph) zu befürchten ist (KLEEBERG eingereicht).

Der Springsee und der Große Glubigsee sind bereits stark eutrophiert (Springsee: TP 41-46 µg/l, Chl a 26-32 µg/l, Großer Glubigsee: TP 45-57 µg/l, Chl a 40µg/l) und weisen neben

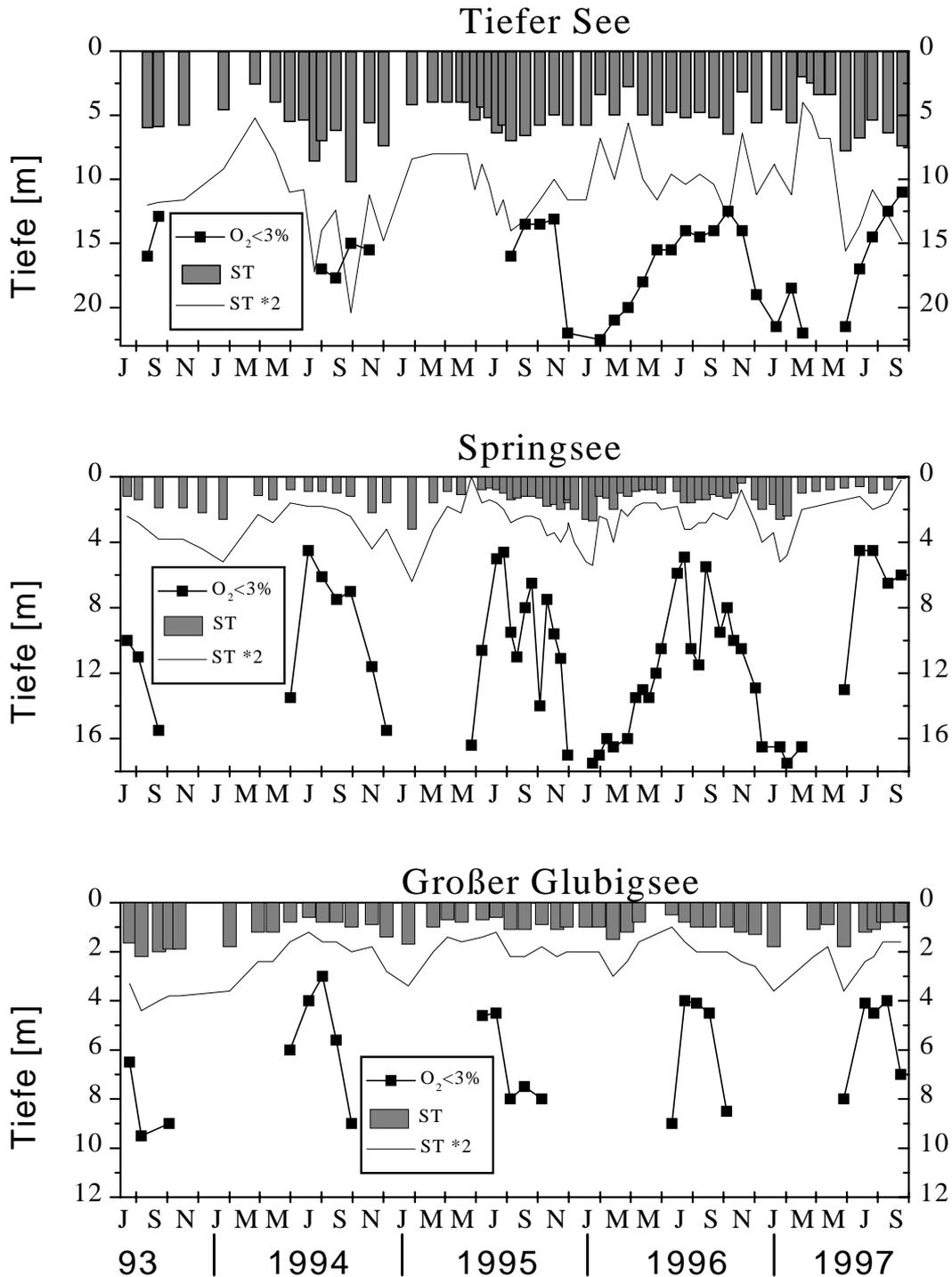


Abbildung 1: Obergrenze des anoxischen Bereiches, d.h. aus Sondenprofilen ermittelte geringste Tiefe mit einer Sauerstoffsättigung < 3 %, einfache sowie doppelte Sichttiefe von Juli 1993 bis September 1997 für den Tiefen See, Springsee und Großen Glubigsee.

einer starken Schwefelwasserstoffentwicklung (Maxima: 2,2 bzw. 3,4 mg/l) nur Sichttiefen um 1,5 m im Jahresdurchschnitt auf. Da jedoch besonders beim Großen Glubigsee die anoxische Zone auf Grund der starken organischen Belastung bis in so geringe Tiefen wie 5 m aufsteigt, wurden auch diese beiden Seen in die Untersuchungen einbezogen.

Abbildung 1 zeigt die Lage der Tiefe mit einer Sauerstoffsättigung unter 3% sowie die einfache und die doppelte Sichttiefe für die drei Seen. (Die 3-%-Grenze ergibt sich aus technischen Gründen, da die verwendete H₂O-Sonde auch bei Abwesenheit von Sauerstoff einen kleinen Betrag anzeigt. Dieser Restwert bleibt jedoch in sauerstofffreien Wasserschichten konstant.) Wie auf Abbildung 1 zu erkennen ist, reicht die doppelte Sichttiefe, die als ungefähre Größe für die euphotische Zone angenommen werden kann, im Tiefen See bis zum oxischen/anoxischen Übergangsbereich, der sich im Sommer bei etwa 14 m befindet, hinab. Im Springsee und Großen Glubigsee beginnt die anoxische Zone etwa im Bereich der dreifachen Sichttiefe. Weiterhin ist in Abbildung 1 zu erkennen, daß anoxische Verhältnisse im Springsee und Großen Glubigsee meist einen Monat eher als im Tiefen See auftreten. Im flachsten der drei Seen, dem Großen Glubigsee, ist dieser Zustand jedoch auch einen Monat früher als im Springsee oder Tiefen See beendet. Außerdem fällt auf, daß aufgrund einer zeitigen Eisbedeckung in den Wintern 1995/96 und 1996/97 in den beiden tieferen Seen die Herbstzirkulation nicht vollständig war, so daß unter Eis die Anoxie über Grund aufrechterhalten blieb. Die Sommerstagnation ging quasi in die Winterstagnation über.

3.4.4 Ergebnisse der Pigmentanalytik an Bakterienkulturen

Glasfaserfilter mit dem gefriergetrockneten Material aus Reinkulturen phototropher Bakterien (Tab. 3) wurden wie in Abschnitt 3.4.2 beschrieben in 90%igem Aceton extrahiert. Wie Abbildung 2 zeigt, lassen sich die verschiedenen Bakteriochlorophylle sehr gut an Hand ihrer Absorptionsspektren unterscheiden. Am auffälligsten ist Bakteriochlorophyll a (BChl a), das als einziges Chlorophyll in den Purpurbakterien vorkommt (vgl. Tab. 2). Seine Absorptionsmaxima liegen am weitesten im blauen sowie im roten Spektralbereich von den anderen

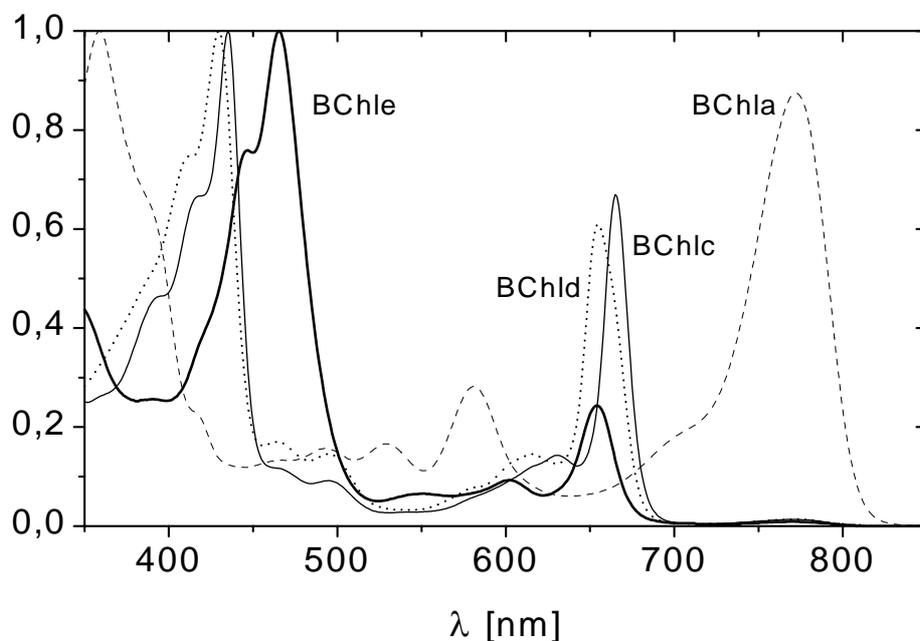


Abbildung 2: Absorptionsspektren von Acetonextrakten aus Bakterienkulturen, auf gleiche Maximalhöhe normiert. Über die Identität der verwendeten Bakterienstämme und das jeweils dominante Bakteriochlorophyll gibt Tabelle 3 Auskunft.

Bakteriochlorophyllen entfernt. Anhand des Maximums bei 772 nm läßt es sich sehr gut von allen anderen Chlorophyllen unterscheiden. seine Anwesenheit führt aber beispielsweise zu Problemen bei der Chlorophyllbestimmung nach der DIN 38 412, wenn als Korrekturwert für die Reststreuung die Extinktion bei 775 nm abgezogen wird (TOLSTOY & TÓTH 1980).

Die Absorptionsspektren von Bakteriochlorophyll c und d (BChl c und BChl d) unterscheiden sich nur geringfügig von dem des Chlorophyll a (Chl a) der höheren Pflanzen und der Cyanobakterien (Tab. 3). Bakteriochlorophyll e (BChl e) läßt sich ebenfalls sehr deutlich anhand des Maximums bei 468 nm von den anderen Chlorophyllen trennen. In Abbildung 2 ist außerdem erkennbar, daß die Kulturen der Grünen Schwefelbakterien Spuren von BChl a enthalten, das sich bei diesen Organismen im Reaktionszentrum der Photosysteme befindet.

Abbildung 3 zeigt HPLC-Chromatogramme für die vier untersuchten und gleichzeitig häufigsten Bakteriochlorophylle. (BChl b wurde bisher nur in ganz wenigen Stämmen von Purpurbakterien nachgewiesen (PFENNIG 1977)). Die Chromatogramme wurden im Bereich der kurzwelligen Absorptionsmaxima, d.h. für BChl a bei 340 nm, BChl e bei 470 nm und für BChl c und d jeweils bei 430 nm aufgenommen. Mit dem vorhandenen Diodenarray sind nur Messungen im Bereich von 200 bis 600 nm möglich, wodurch die ganze Information über die Absorption sowohl der pro- als auch der eukaryotischen Chlorophylle und ihrer Derivate im roten Spektralbereich verlorengeht.

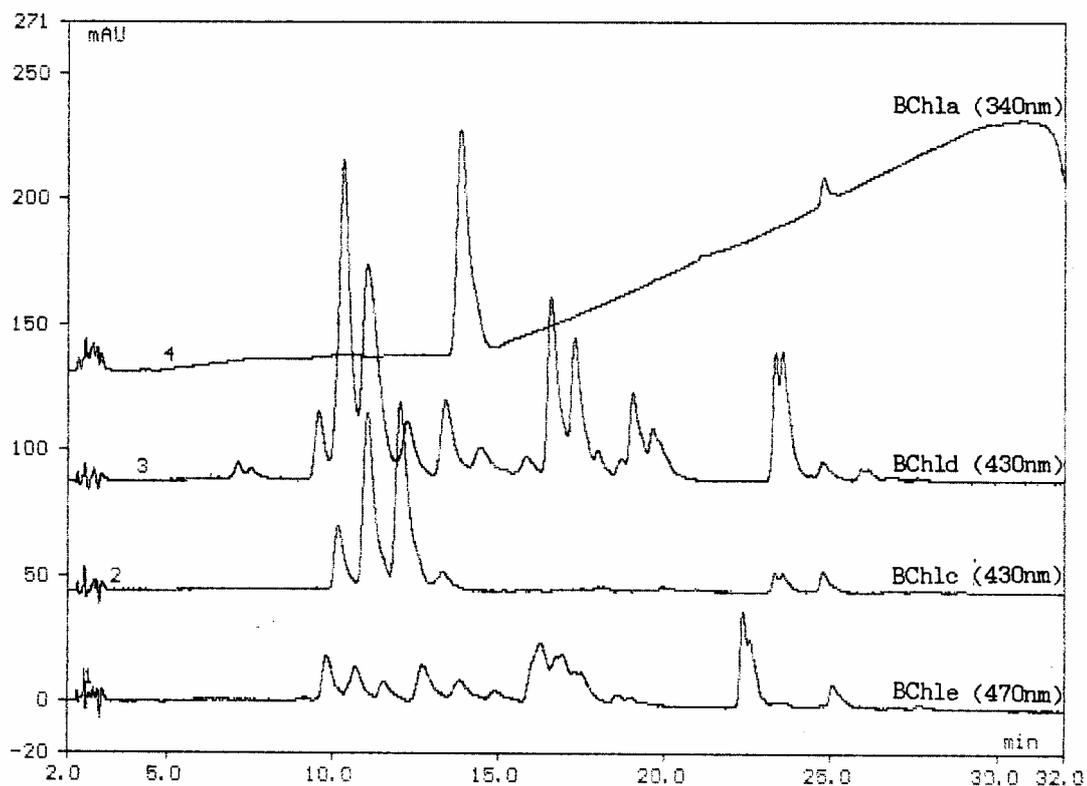


Abbildung 3: HPLC-Chromatogramme von Acetonextrakten aus Bakterienkulturen. Die verwendeten Bakterienstämme und das jeweils dominante Bakteriochlorophyll sind in Tabelle 3 zu finden. In Klammern ist der Detektionskanal angegeben.

Der Extrakt des Purpurbakteriums (BChl a) zeigt zwei deutliche Peaks im Verlaufe des Chromatogramms. Der ab 15 min zu beobachtende Anstieg der Basislinie rührt von der Eigenabsorption des im Eluenten enthaltenen Acetons her und ist für die Auswertung von Chromatogrammen als sehr ungünstig zu bewerten. Daher wird BChl a unter den zur Verfügung stehenden Bedingungen am besten über die Absorption bei 772 nm in den Gesamtextrakten am Spektralphotometer bestimmt und quantifiziert. Als Wellenlänge für die Messung der Reststreuung in allen Extrakten wurde daher 850 nm anstelle der bei der Chl-a-Bestimmung nach den üblichen Methoden verwendeten 750 nm gewählt.

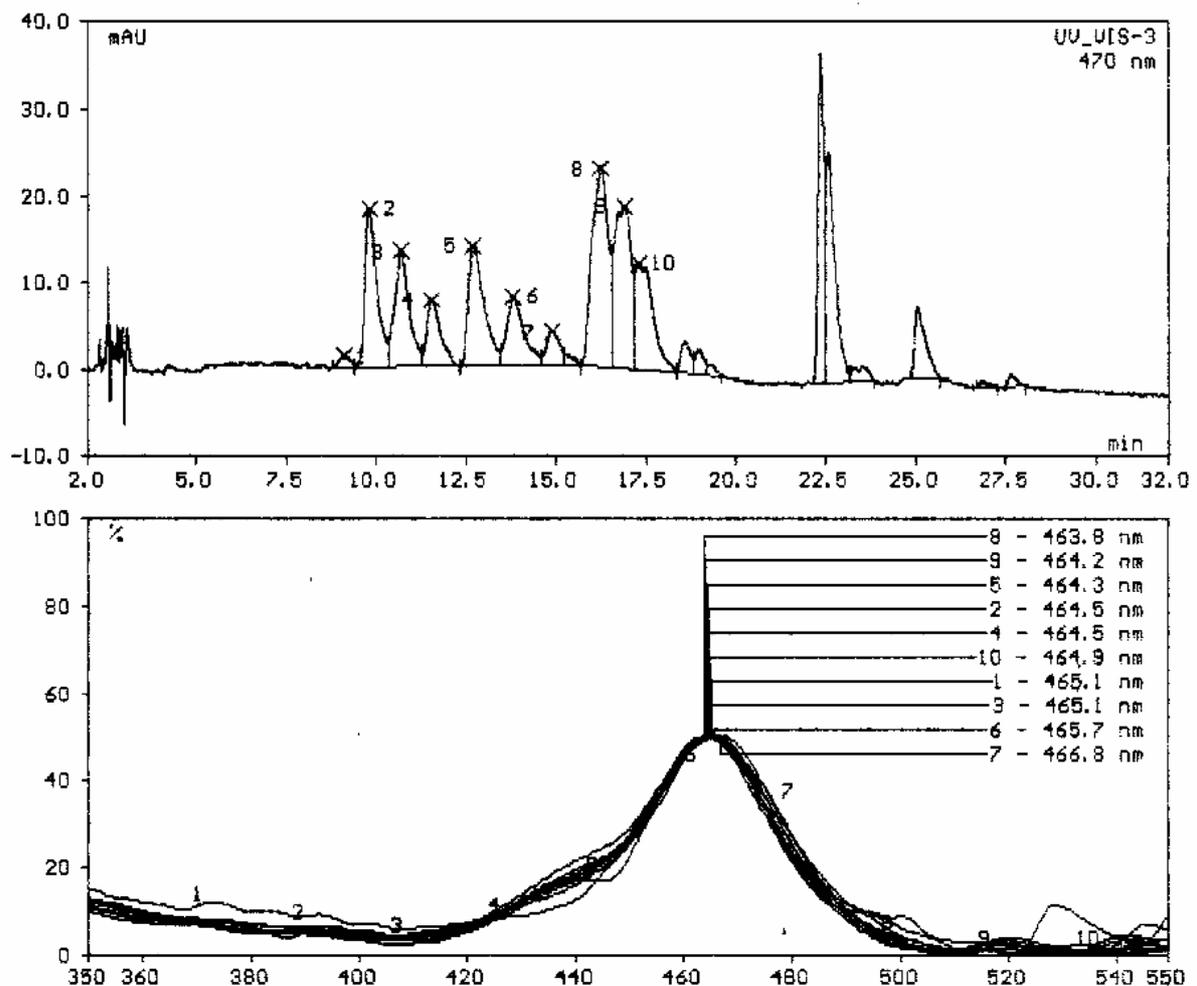


Abbildung 4: HPLC-Chromatogramm bei 470 nm und Absorptionsspektren der durch ein Kreuz markierten Peaks für den Acetonextrakt einer Kultur von *Chlorobium phaeobacteroides* 2430, in der Bakteriochlorophyll e dominiert.

Bei den Extrakten der Grünen Schwefelbakterien ist auffällig, daß eine enorme Anzahl von Peaks zwischen 10 und 20 min auftreten. Alle diese Peaks zeigen nahezu identische Absorptionsspektren wie in Abbildung 4 am Beispiel von *Chlorobium phaeobacteroides* 2430 (BChl e) dargestellt wird. Die Ursache dieser Erscheinung liegt darin, daß bei der verwendeten Gradientenelution während der HPLC-Analyse einzelne Homologe der Bakteriochlorophylle aufgetrennt werden. Homologe unterscheiden sich in ihren Substituenten am C-8 und am C-12 sowie in der stereochemischen Konfiguration am C-3¹ Atom des Chlorophyllmoleküls (OTTE et al. 1993). Diese eher ungewollte Auftrennung der

Homologe bringt zwei entscheidende Nachteile mit sich. Erstens werden Carotenoide von Cyanobakterien oder eukaryotischen Algen überlagert, die sonst als Markerpigmente für den Nachweis und die Quantifizierung dieser Algengruppen benutzt werden. Zweitens gestaltet sich die Bestimmung der Bakteriochlorophyll-Konzentrationen äußerst schwierig. Normalerweise dient die Peakfläche als Grundlage der Berechnung. Die Flächenintegration wird jedoch ungenau, wenn die Peaks nicht bis zur Basislinie getrennt sind und mehrere Flächen summiert werden müssen. Aufgrund dieser Schwierigkeiten wurde die HPLC-Methode bisher auch noch nicht für die Bakteriochlorophylle geeicht.

3.4.5 Ergebnisse der Freilanduntersuchungen

3.4.5.1 Pigmentuntersuchungen

Um das Vorkommen von phototrophen Bakterien nachzuweisen, wurden zuerst Absorptionsspektren der Acetonextrakte einer epilimnischen Mischprobe und aus den verschiedenen Tiefenstufen unterhalb der thermischen Sprungschicht untersucht. Diese Spektren zeigten, wie in Abbildung 5 für den Großen Glubigsee und den Tiefen See für

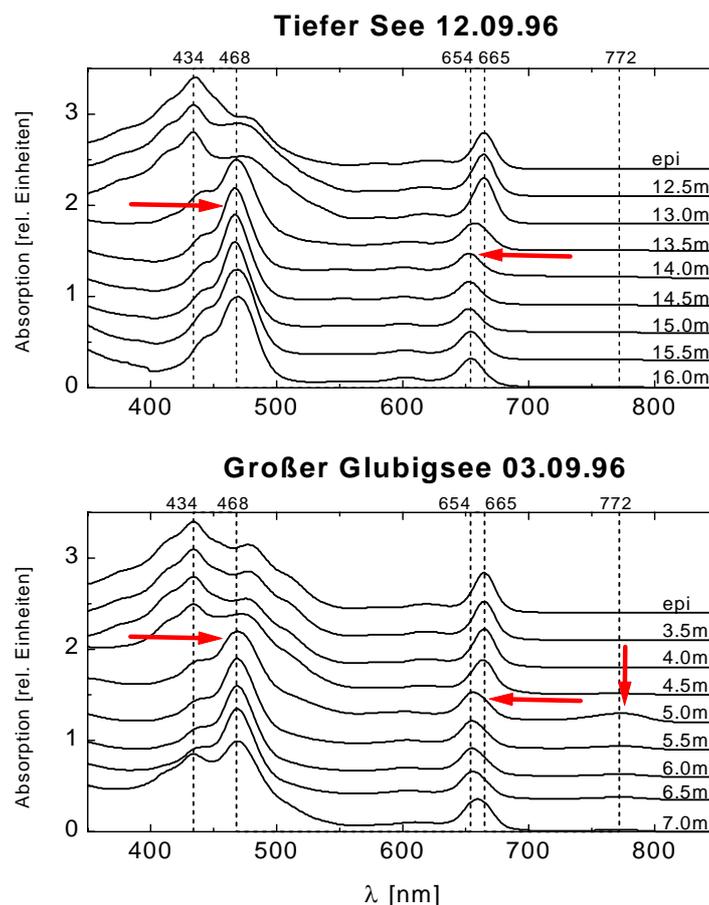


Abbildung 5: Absorptionsspektren der Acetonextrakte von Proben aus verschiedenen Tiefen des Großen Glubigsees am 03.09.96 und des Tiefen Sees am 12.09.96. Die Spektren wurden auf gleiche Maximalhöhe normiert.

jeweils einen Termin dargestellt, eine sprunghafte Verlagerung der Absorptionsmaxima ab 5 m im Großen Glubig- bzw. ab 13,5 m im Tiefen See. Die Spektren in Abbildung 5 wurden auf gleiche Maximalhöhe normiert. In beiden Seen ist eine Verschiebung des roten Absorptionspeaks von 665 nm (Chlorophyll a) auf 654 nm zu verzeichnen. Im blauen Spektralbereich wurde eine Verschiebung des Absorptionsmaximums von 434 nm auf 468 nm beobachtet. Die Spektren in den größeren Tiefen zeigen eine sehr große Ähnlichkeit mit dem Spektrum der Kultur von *Chlorobium phaeobacteroides* (vgl. Abb. 1 und Tab. 3), so daß man davon ausgehen kann, daß dort BChl-e-haltige phototrophe Bakterien vorhanden sein müssen. Außerdem ist in Abbildung 5 beim Großen Glubigsee, besonders in 5 m Tiefe, ein deutlicher BChl-a-Peak zu erkennen. Die Zuordnung des Absorptionsmaximums bei 772 nm zu Bakteriochlorophyll a ist eindeutig. Es sind also wahrscheinlich auch Schwefelpurpurbakterien vorhanden.

Wie in Abbildung 6 für den Tiefen See am 12.09.96 dargestellt, verändert sich auch das Aussehen der HPLC-Chromatogramme ab 13,5 m schlagartig. Die im Epilimnion und z.T. noch in 13 m anzutreffenden Peaks von Carotenoiden aus Algen und Cyanobakterien, sind nicht mehr vorhanden, selbst Chlorophyll a ist nur noch in Spuren nachweisbar. Ab 13,5 m Tiefe zeigen die aufgetrennten Pigmente das in 3.4.4. beschriebene Verhalten, d.h. es gibt eine große Anzahl von Peaks, die nicht bis zur Basislinie getrennt sind und in typischen

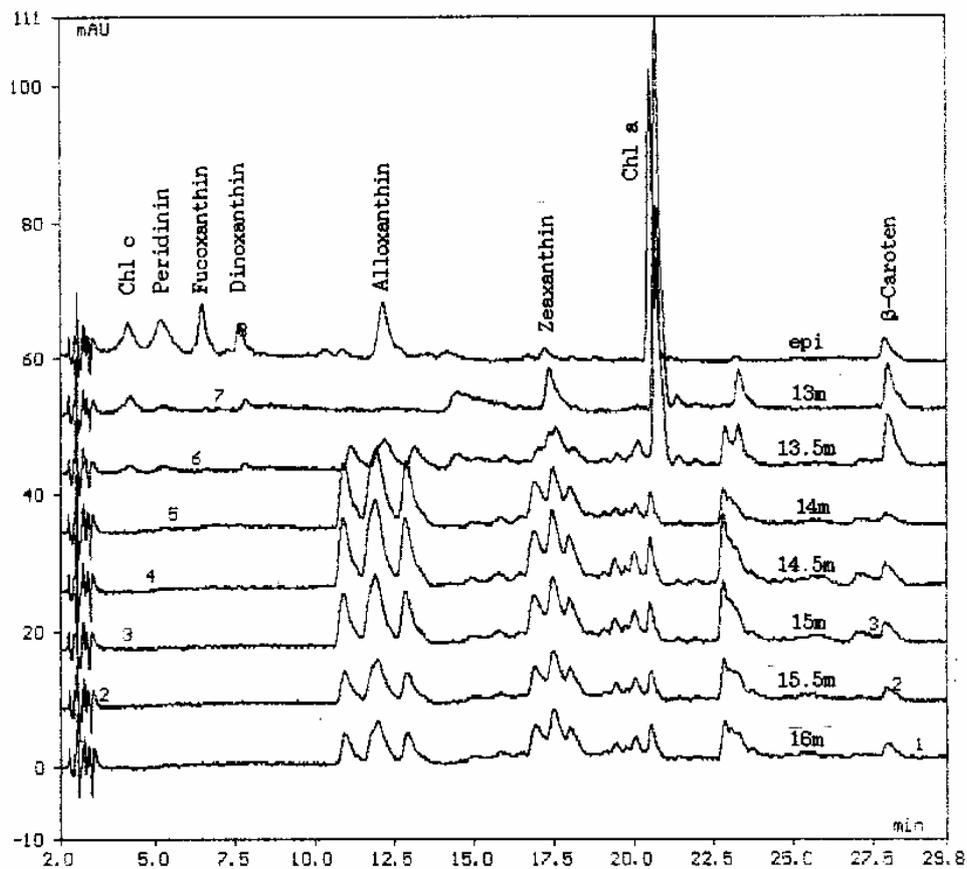


Abbildung 6: HPLC-Chromatogramme der Acetonextrakte von Proben aus verschiedenen Tiefen des Tiefen Sees am 12.09.97, aufgenommen bei 430 nm.

Gruppierungen auftreten. Bei der Untersuchung der durch die Diodenarray-Detektion zur Verfügung stehenden Absorptionsspektren zeigte sich, daß alle, bis auf den Carotenoidpeak bei 23 min, einen identischen, BChl e entsprechenden Verlauf zeigen. Das Spektrum des Carotenoids stimmt mit dem von Isorenieraten aus der Kultur von *Chlorobium phaeobacteroides* überein.

Abbildung 7 zeigt für alle im Herbst 1996 untersuchten Termine die Tiefenverteilung der Sauerstoffsättigung, des Schwefelwasserstoffgehaltes und von Chlorophyll a sowie Bakteriochlorophyll a und e. Die geringsten Chlorophyll-a-Konzentrationen wies der mesotrophe Tiefe See auf. In diesem See war Sauerstoff noch in Tiefen von ungefähr 12 m nachweisbar, während im September im Großen Glubigsee und Springsee der Sauerstoff bereits ab 4 bzw. 5 m völlig aufgezehrt war. In diesen Seen war die Chlorophyllkonzentration im Epilimnion 5 bis 10fach höher als im Tiefen See.

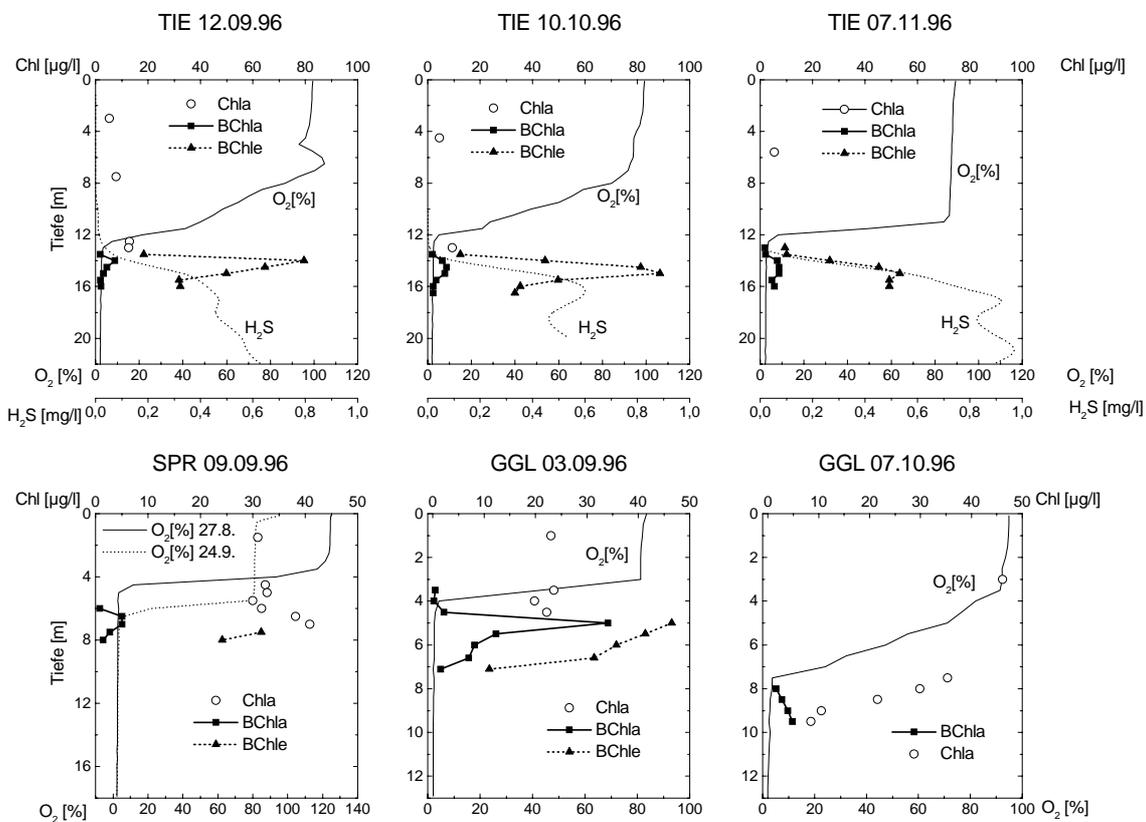


Abbildung 7: Vertikalprofile der Sauerstoffsättigung, der Schwefelwasserstoffkonzentration und der Konzentration von Chlorophyll a und Bakteriochlorophyllen aller im Herbst 1996 durchgeführten Untersuchungen im Tiefen See, Springsee und Großen Glubigsee.

Die höchsten BChl-e-Konzentrationen wurden im Tiefen See gefunden. Sie erreichten hier die beeindruckende Größe von über 100 µg/l, die etwa 5 µg Chl a/l im Epilimnion gegenüberstehen. Die maximale Konzentration von BChl e war im oberen Bereich der anoxische Zone zu beobachten. Am Ende der untersuchten Tiefen (17 m) waren noch 40 bis 60 µg BChl e/l vorhanden, so daß man davon ausgehen muß, daß die Chlorobiaceen in noch größeren Tiefen zu finden sind. Bakteriochlorophyll a wurde im Tiefen See und im Springsee nur in geringen Konzentrationen bis 10 µg/l gefunden. Im Großen Glubigsee wurden dagegen

bis 70 µg BChl a/l festgestellt, was eine große Population von Schwefelpurpurbakterien vermuten läßt.

3.4.5.2 Fluoreszenz und Trübungsmessungen

Wie im vorangegangenen Abschnitt dargestellt, lassen sich die phototrophen Schwefelbakterien an Hand ihrer Pigmente, insbesondere der Bakteriochlorophylle, gut und mittels Spektralphotometrie sogar recht einfach nachweisen. Bei Freilanduntersuchungen wäre es allerdings günstiger, wenn es bereits vor der Wasserprobeentnahme einen Anhaltspunkt über das Vorhandensein von phototrophen Bakterien geben könnte. Die am Lehrstuhl für Gewässerschutz vorhandene HAARDT-Fluoreszenzsonde (Anregungsbereich 380-540 nm) reagiert nicht auf die enormen BChl-e-Mengen wie in Abb. 8 (links, graue Fläche) dargestellt wird. Das rührt daher, daß diese Sonde nur Fluoreszenzlicht einer Wellenlänge von 683 nm erfaßt. Die Bakteriochlorophylle fluoreszieren jedoch bei Wellenlängen oberhalb von 750 nm (RIJGERSBERG et al. 1980, OTTE et al. 1991).

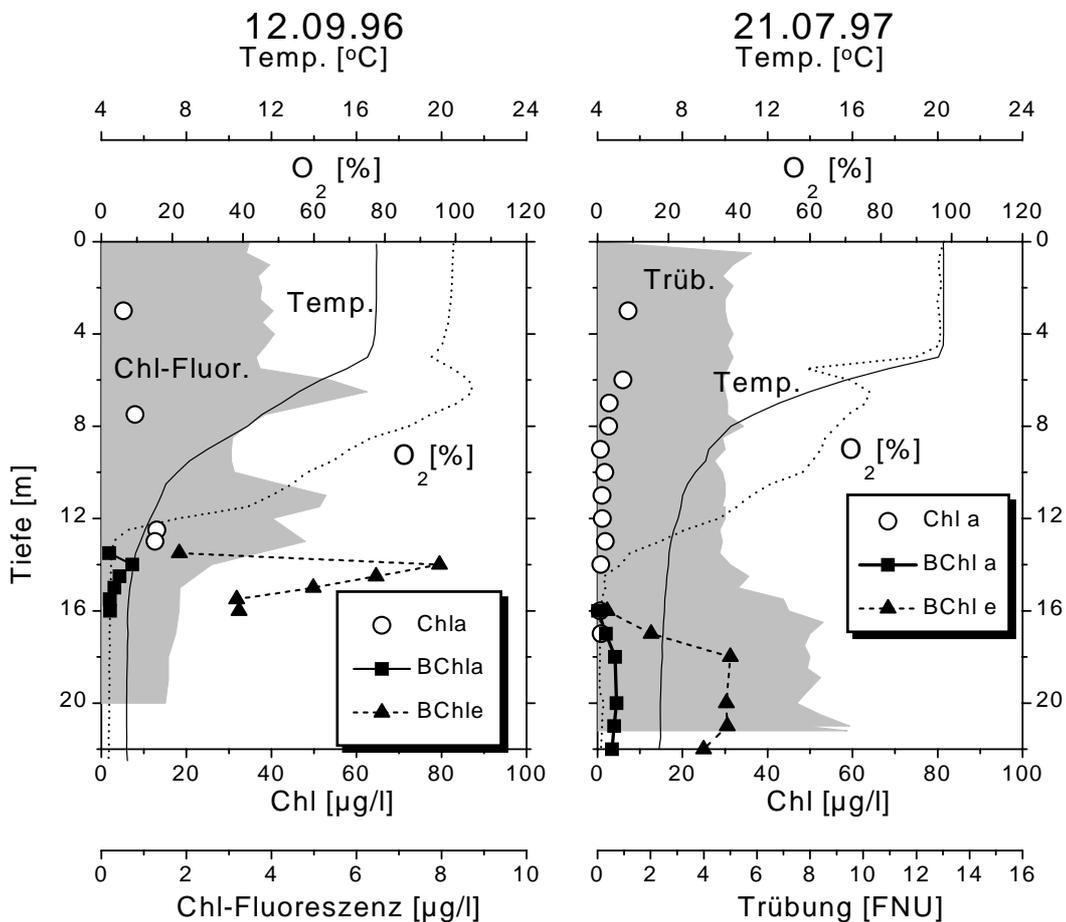


Abbildung 8: Tiefenprofile der Chlorophyll-a-Fluoreszenz, der Trübung sowie die Verteilung von Chlorophyll a und Bakteriochlorophyllen im Tiefen See am 12.09.96 und 21.07.97.

Eine recht gute Reaktion auf die Bakterienpopulationen in der Tiefe zeigt jedoch der Trübungskanal der HYDROLAB H20-Sonde (Abb. 8, rechts, graue Fläche), mit der

routinemäßig die Parameter Temperatur, Sauerstoff, pH, Leitfähigkeit und Redoxpotential gemessen werden. Die Trübung kann jedoch nur einen Hinweis auf mögliche Bakterienansammlungen geben, da beispielsweise auch absinkende Partikel, wie abgestorbene Algen, eine Trübung hervorrufen können.

3.4.5.3 Mikroskopische Untersuchungen und in-vivo-Spektroskopie

Nach der Beschreibung von Summenparametern (Pigmente, Trübung) soll in diesem Abschnitt auf den Nachweis einzelner Bakteriengruppen (Gattungen und Arten, soweit das bei Bakterien möglich ist) eingegangen werden. Die mikroskopischen Untersuchungen wurden an frischem Material bei 100facher Vergrößerung durchgeführt.

Ein wichtiges Hilfsmittel bei der Zuordnung von Bakterien zur Klasse Photobacteria war das Cytophotometer, mit dessen Hilfe Absorptionsspektren einzelner Zellen unter dem Mikroskop aufgenommen werden konnten. Auf diese Weise wurden eine Reihe unterschiedlich geformter Schwefelpurpur- und Grüner Schwefelbakterien ausfindig gemacht. Absorptionsspektren der wichtigsten Arten phototropher Bakterien, die in den drei Seen gefunden wurden, zeigt Abbildung 9.

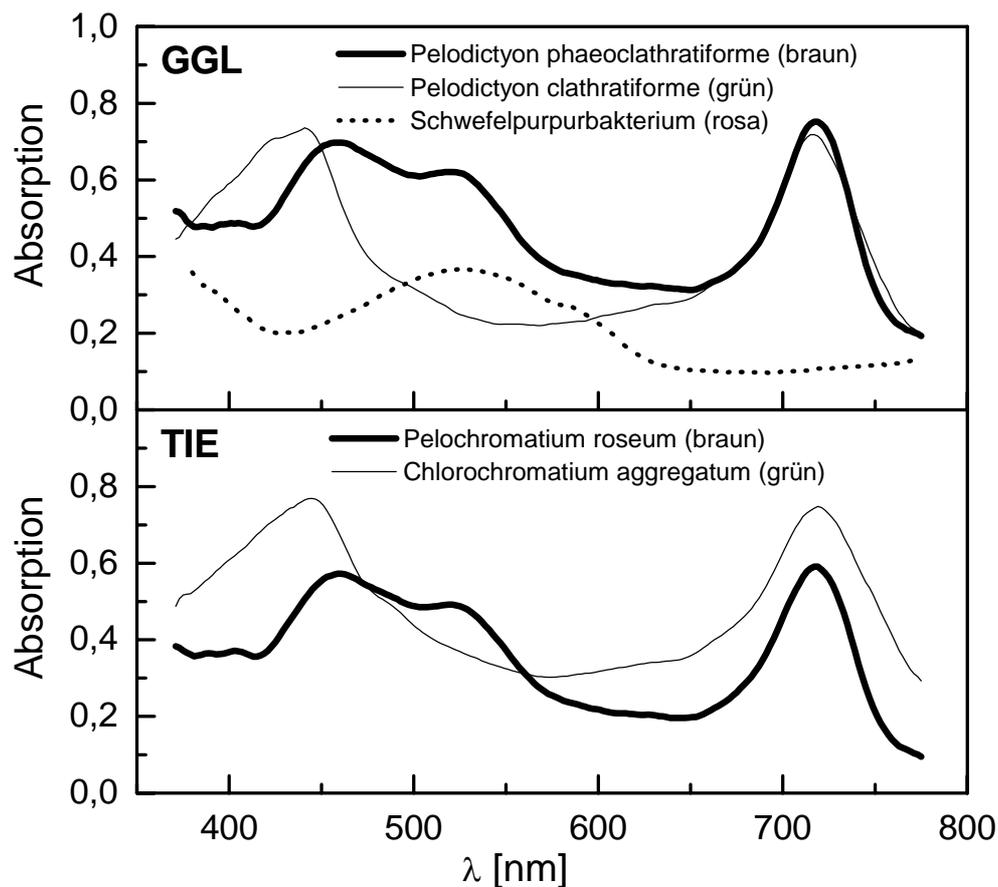


Abbildung 9: Cytophotometrisch aufgenommene in-vivo-Absorptionsspektren von typischen phototrophen Bakterien aus dem Tiefen und dem Großen Glubiger See. (Färbung)

Der häufigste phototrophe Organismus im Bakterioplankton des Tiefen Sees war *Pelochromatium roseum*. Dabei handelt es sich um ein Konsortium aus einem farblosen, begeißelten Binnenbakterium von etwa 1-2 x 5-8 µm Größe, dem ca. 20 bis 30 braun gefärbte Epibionten mit einer Größe von 0,4-0,5 x 0,5-0,9 µm Größe aufsitzen. Die Epibionten stellten TRÜPER & PFENNIG (1971) zu *Chlorobium phaeobacteroides*. ANAGNOSTIDIS & OVERBECK beschrieben bereits 1966 *Pelochromatium roseum* als eine sehr weit verbreitete, typische Herbstart in skandinavischen und norddeutschen Gewässern. Sehr selten war im Tiefen See auch das grün gefärbte 'Gegenstück' zu *Pelochromatium roseum*, *Chlorochromatium aggregatum* anzutreffen. Außerdem waren eine Reihe verschiedener Schwefelpurpurbakterien, die an ihrer rosa Färbung leicht zu erkennen sind, vorhanden. Die auffälligste Art davon war das verhältnismäßig große *Chromatium okenii* (5,0-6,3 x 7,5-15µm).

In den Proben aus dem Großen Glubigsee fiel zuerst durch ihre hohe Abundanz die plattenbildende Art *Thiopedia rosea* (Chromatiaceae) auf. Eher selten kamen große netzförmige Aggregate der Chlorobiaceen *Pelodictyon clathratiforme* (grün gefärbt) oder *Pelodictyon phaeoclathratiforme* (braun gefärbt) vor. Außerdem wurden noch eine Reihe bisher nicht bestimmter Schwefelpurpurbakterien gefunden. Bei ihnen waren sehr häufig Einschlüsse von Schwefeltröpfchen zu beobachten. Neben *Pelochromatium roseum* kam *Chlorochromatium aggregatum* im Großen Glubigsee viel häufiger vor als im Tiefen See. Das Bakterioplankton des Springsees ähnelte in seiner Zusammensetzung dem des Tiefen Sees.

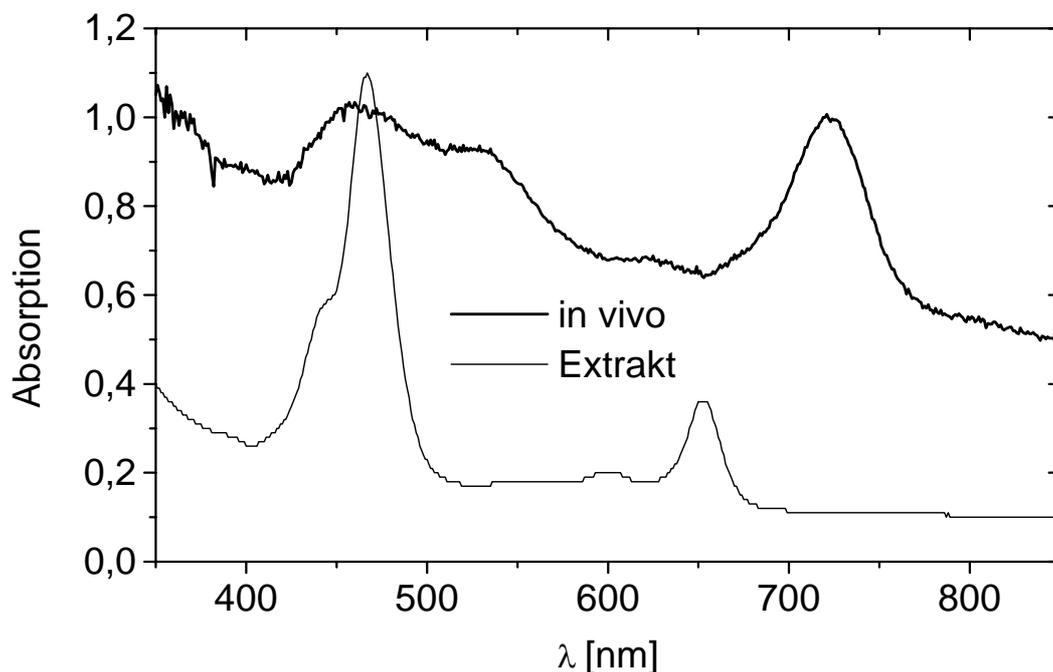


Abbildung 10: In-vivo-Absorptionsspektrum der Wasserprobe aus 14 m des Tiefen Sees am 12.09.96 (Originalkonzentration) und Absorptionsspektrum des Acetonextraktes der gleichen Probe.

Abbildung 10 zeigt das in-vivo-Spektrum der 14-m-Wasserprobe vom Tiefen See am 12.09.96. Die Bakterienkonzentration war so hoch, daß von der Originalprobe in Anlehnung an die Methode von SHIBATA et al. (1954) in einer 1-cm-Küvette ein Absorptionsspektrum

aufgenommen werden konnte. Es zeigt eine gute Übereinstimmung mit dem cytophotometrisch aufgenommenen Spektrum von *Pelochromatium roseum* bzw. dem ebenfalls braun gefärbten *Pelodictyon phaeoclathratiforme* in Abbildung 9. Die Ablösung der Pigmente von den Proteinstrukturen führt zu einer Verschiebung der Lage der Absorptionspeaks von lebenden Zellen verglichen zum Acetonextrakt (Abb. 10).

In Abbildung 9 sind neben den bereits besprochenen braun gefärbten Bakterien die Spektren zweier grün gefärbter Arten, *Chlorochromatium aggregatum* und *Pelodictyon clathratiforme*, dargestellt. Sie zeigen ein anderes Absorptionsverhalten im blauen Spektralbereich als die beiden braun gefärbten Chlorobiaceen. Das Absorptionsmaximum bei rund 430 nm in vivo und die Übereinstimmung der Lage der roten Absorptionsbande mit den braunen Arten läßt vermuten, daß es sich hierbei um BChl-d-haltige Bakterien handelt (vgl. Tab. 3). Da die grün gefärbten Chlorobiaceen in den Proben eher eine untergeordnete Rolle spielten, scheinen die geringen Mengen von BChl d in den HPLC-Untersuchungen von BChl e überlagert worden zu sein. Die cytophotometrisch gemessenen Absorptionsspektren sowohl der grünen und braunen Chlorobiaceen als auch der Schwefelpurpurbakterien zeigen gute Übereinstimmung mit Spektren von Zellsuspensionen (z.B. OTTE et al. 1991).

3.4.6 Diskussion

Mit den oben beschriebenen Methoden zur Pigmentbestimmung konnte nachgewiesen werden, daß im Spätsommer und Herbst 1996 in allen drei untersuchten Gewässern der Glubigseenkette beachtliche Populationen von phototrophen Bakterien vorhanden waren. Dabei ist bemerkenswert, daß im Glubigsee mit bis zu 70 µg BChl a/l die größte Dichte von Schwefelpurpurbakterien anzutreffen war. Im Tiefen See wie auch im Springsee waren die nachgewiesenen BChl-a-Mengen dagegen nur gering. Die höchsten BChl-e-Konzentrationen (bis zu 110 µg/l) wurden im Tiefen See gefunden. Dieses Pigment stammt überwiegend aus den Epibionten von *Pelochromatium roseum*, das quasi in Reinkultur während des ganzen Herbstes das Hypolimnion besiedelte.

Sowohl die größere Abundanz von Schwefelpurpurbakterien als auch der höhere Anteil grün gefärbter Arten im Großen Glubigsee deuten auf die Unterschiede im Lichtklima zwischen beiden Gewässern hin. Im Großen Glubigsee leben die phototrophen Bakterien in wesentlich höheren Wasserschichten (5 - 6 m) als im Tiefen See (14 m). Mit zunehmender Tiefe erfährt das Sonnenlicht eine drastische Änderung seiner spektralen Zusammensetzung. Am tiefsten dringt grünes Licht in die Gewässer ein, das durch die braun gefärbten Arten noch effektiv genutzt werden kann. Diese Beobachtungen stimmen gut mit Ergebnissen aus der Literatur überein (PFENNIG 1978, Van GEMERDEN & MAS 1995).

Ein weiterer Unterschied in der Zusammensetzung des Bakterioplanktons zwischen dem Tiefen See und dem Großen Glubigsee besteht darin, daß alle wichtigen im Tiefen See vorkommenden Arten phototropher Bakterien aktiv beweglich sind. Das heißt, sie sind in der Lage für sie günstige Gewässerhorizonte aktiv aufzusuchen. Demgegenüber kommen im Großen Glubigsee gasvakuolenbildende Arten vor (*Thiopedia rosea*, *Pelodictyon*-Arten), die im Tiefen See fehlen. Durch den Auftrieb ihrer Vakuolen bzw. die Ausbildung großer Aggregate wirken diese Arten der Sedimentation entgegen.

Für orientierende Untersuchungen zum Nachweis von phototrophen Bakterien kann die hier in 0,5-m-Schritten durchgeführte Beprobung unterhalb des Metalimnions für Seen mit anoxischen Hypolimnion empfohlen werden. Die Aufnahme von Absorptionsspektren der

Pigmentextrakte ist einfach zu handhaben und kann schnell Informationen über das Vorkommen phototropher Bakterien liefern. Diese Untersuchungen verdeutlichen allerdings auch, daß Chlorophyllwerte aus dem Hypolimnion sehr kritisch betrachtet werden müssen, da Bakteriochlorophylle, wenn phototrophe Bakterien vorhanden sind, in sehr hohen Konzentrationen vorkommen und das Vorhandensein von Chlorophyll a vortäuschen können.

Ein HPLC-Trennsystem sollte für die Einbeziehung von Proben, die phototrophe Schwefelbakterien enthalten, in der Art angepaßt sein, daß die Bakteriochlorophylle a, c, d, und e gut voneinander getrennt und die Pigmente anderer Algengruppen nicht überlagert werden. Die Auftrennung einzelner Homologe der Bakteriochlorophylle ist für Fragestellungen, die sich dem Monitoring phototropher Bakterien widmen, nicht unbedingt nötig, da dadurch die Quantifizierung erschwert wird.

Die Cytophotometrie hat sich bei diesen Untersuchungen als wertvolles Hilfsmittel zur Identifizierung phototropher Bakterien erwiesen. Neben der Information über die Pigmentierung von phototrophen Bakterien im engeren Sinne war sie auch für die Abtrennung coccaler Cyanobakterien, die z.B. im Hypolimnion des Tiefen Sees vorkommen, sehr nützlich.

In allen drei vorgestellten Gewässern waren im Herbst 1996 große Populationen von phototrophen Schwefelbakterien vorhanden. Dabei scheint sich die unterschiedliche Trophie der drei Seen auf die Artzusammensetzung auszuwirken. Das geschieht wahrscheinlich auf indirektem Weg über die Höhe der oxischen/anoxischen Übergangszone in der Wassersäule. Je höher die Belastung (Trophie) desto eher ist der Sauerstoffvorrat im Hypolimnion dimiktischer Seen aufgezehrt und Schwefelwasserstoff kann sich bis unmittelbar an die thermische Sprungschicht ausbreiten. In Gewässern niedrigerer Trophie dringt aufgrund der größeren Transparenz des Wasserkörpers das Licht in weitaus größere Tiefen als in eutrophen Gewässern vor. Ist hier Schwefelwasserstoff vorhanden, können sich ebenfalls phototrophe Bakterien entfalten. Jedoch sind nur noch wenige Arten in der Lage, das geringe und spektral stark eingeeengte Licht für photoautotrophes Wachstum zu nutzen.

Danksagung

Herrn Dr. Overmann, Universität Oldenburg, sei an dieser Stelle herzlich für die Bereitstellung von Bakterienmaterial aus Reinkulturen sowie für die Unterstützung bei der Bestimmung der phototrophen Bakterien gedankt. Ein weiteres Dankeschön geht an Ingo Henschke und Wolfgang Terlinden für die zuverlässige Arbeit bei der Probenahme und den Messungen im Feld.

3.4.7 Literatur

- ANAGNOSTIDIS, K. & OVERBECK, J. (1966): Methanoxidierer und hypolimnische Schwefelbakterien. Studien zur ökologischen Biocönotic der Gewässermikroorganismen, Ber. Deutsch. Bot. Ges. 79: 163-174.
- DIN 38 412 (1986): Bestimmung des Chlorophyll-a-Gehaltes von Oberflächengewässern.
- HÄUSLER, J. (1982): Schizomycetes, Bakterien. In: ETTL, H., GERLOFF, J. & HEYNIG, H. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 20, Gustav Fischer Verlag Stuttgart, New York.
- KLEEBERG, A., JENDRITZKI, D. & NIXDORF, B. (eingereicht): Ursachen und Ausmaß der Erhöhung der Phosphormobilität im Sediment eines Brandenburger Klarwassersees

- (Tiefer See, Scharmützelseegebiet) - Indikation des Wechsels in ein höheres trophisches Niveau. Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands.
- LAMPERT, W. & SOMMER, U. (1993): Limnoökologie. Georg Thieme Verlag Stuttgart, New York.
- NIXDORF, B. & KLEEBERG, A. (1996): Gewässerreport Scharmützelseegebiet - Teil II. BTUC-AR 2/96.
- NIXDORF, B. & LIEPELT, A. E. (1996): Lichtklima der Gewässer. In: NIXDORF, B. & KLEEBERG, A. (Hrsg.): Gewässerreport Scharmützelseegebiet - Teil II. BTUC-AR 2/96.
- NIXDORF, B., RÜCKER, J., DENEKE, R. & ZIPPEL, P. (1995): Limnologische Zustandsanalyse von Standgewässern im Scharmützelseegebiet - Teil 1. BTUC-AR 1/95.
- OTTE, S. C. M., Van der HEIDEN, J. C., PFENNIG, N. & AMESZ, J. (1991): A comparative study of the optical characteristics of intact cells of photosynthetic green sulfur bacteria containing bacteriochlorophyll c, d oder e. *Photosynthesis Res.* 28: 77-87.
- OTTE, S. C. M., Van de MEENT, J. E., Van VEELLEN, P. A., PUNDSNES, A. S. & AMESZ, J. (1993): Identification of the major chlorosomal bacteriochlorophylls of the green sulfur bacteria *Chlorobium vibriforme* and *Chlorobium phaeovibrioides*, their function in lateral energy transfer. *Photosynthesis Res.* 35: 159-169.
- PFENNIG, N. (1977): Major characteristics of the green and purple bacteria. *Ann. Rev. Microbiol.* 1977: 275-291.
- PFENNIG, N. (1978): General physiology of photosynthetic bacteria. In: CLAYTON, R. K., SISTROM, W. R.: *The photosynthetic bacteria*. Plenum, New York.
- RIJGERSBERG, Van GRONDELLE & AMESZ, J. (1980): Energy transfer and bacteriochlorophyll fluorescence in purple bacteria at low temperature. *Biochim. Biophys. Acta* 592: 53-64.
- RÜCKER, J. (eingereicht): Der Tiefe See (Scharmützelseegebiet) - Besonderheiten der phototrophen Besiedlung eines Klarwassersees. Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands.
- SCHLEGEL, H. G. (1985): *Allgemeine Mikrobiologie*, Georg Thieme Verlag Stuttgart, New York.
- SCOR / UNESCO (1966): Determination of photosynthetic pigments in seawater. - Report of SCOR / UNESCO working group 17, UNESCO Paris: *Monogr. Oceanogr. Methodol.* 1: 11-18.
- SHIBATA, K., BENSON, A. A. & CALVIN, M. (1954): The absorption spectra of living microorganisms. *Biochim. Biophys. Acta* 15: 461-470.
- STANIER, R. Y & SMITH, J. H. C. (1960): The chlorophylls of green bacteria. *Biochim. Biophys. Acta* 41: 478-484.
- STEENBERGEN, C. L. M. & KORTHALS, H. J. (1982): Distribution of phototrophic microorganisms in the anaerobic and microaerophilic strata of Lake Vechten (The Netherlands). Pigment analysis and role of primary production. *Limnol. Oceanogr.* 27: 883-895.
- TAKAHASHI, M. & ICHIMURA, S. (1968): Vertical distribution and organic matter production of photosynthetic sulfur bacteria in Japanese lakes. *Limnol. Oceanogr.* 13: 644-655.
- TOLSTOY & TÓTH (1980): Bacteriochlorophyll d and its interference on determination of chlorophyll a. *Arch. Hydrobiol.* 89: 162-170.
- TRÜPER, H. G. & PFENNIG, N. (1971): Family of phototrophic green sulfur bacteria: Chlorobiaceae Copeland, the correct family name, rejection of *Chlorobacterium*

- Lauterborn, and the taxonomic situation of the consortium-forming species. *Int. J. Bact.* 21: 8-10.
- Van GEMERDEN, H. & MAS, J. 1995: Ecology of Phototrophic Sulfur Bacteria. In: BLANKENSHIP, R. E., MADIGAN, M. T. & BAUER, C. E. (Hrsg.): *Anoxygenic Photosynthetic Bacteria*. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands: 49-85.
- WOITKE, P., SCHIWITZ, T., TEUBNER, K. & KOHL, J.-G. (1994): Annual profiles of photosynthetic lipophilic pigments in four freshwater lakes in relation to phytoplankton counts as well as to nutrient data. *Arch. Hydrobiol.* 137 (3): 363-384.
- WUNDSCH, H. H. (1940): Beiträge zur Fischereibiologie märkischer Seen, VI. Die Entwicklung eines besonderen Seentypus (H_2S -Oscillatorien-Seen) im Flußgebiet der Spree und Havel, und seine Bedeutung für die fischereibiologischen Bedingungen in dieser Region. *Z. Fischerei XXXVIII*: 443-648.

3.5 Die benthische Phosphorfreisetzung in Seen des Scharmützelseegebietes mit sommerlichem anoxischen Hypolimnion

Andreas Kleeberg und Gudrun Lippert

3.5.1 Einleitung

In den tieferen Seen ist im Sommer durch eine über Wochen hinweg stabile thermische Schichtung der Sauerstoffeintrag in das Tiefenwasser unterbunden. Bei gleichzeitig ablaufenden sauerstoffverbrauchenden Abbauprozessen kommt es zu starken Sauerstoffdefiziten bis hin zu anoxischen Verhältnissen im hypolimnischen Wasser und am bzw. im Sediment. Zu diesem Zeitpunkt findet auch eine 'Ausschüttung' von Phosphor (P) aus dem Sediment statt (benthische P-Freisetzung). Für dieses Phänomen sind verschiedene Steuergrößen bzw. Prozesse verantwortlich.

Sinkt das Redoxpotential in der Sediment-Wasser Kontaktzone unter 200 mV, führt die Reduktion von dreiwertigem Eisen (Fe(III)) zur Auflösung von Fe-P-Komplexen und damit zur Mobilisierung von Phosphor, und zwar sowohl durch mikrobiologische als auch durch chemische Prozesse. Anaerobe Bakterien können Fe(III) als Elektronenakzeptor, wenn Sauerstoff und Nitrat fehlen, nutzen (z. B. JANSSON 1987, JONES et al. 1983). Andere Bakterien können organische P-Verbindungen mineralisieren, oder eisengebundenen Phosphor unter aeroben Bedingungen lösen und assimilieren und unter anaeroben Bedingungen wieder abgeben (z. B. GÄCHTER & MEYER 1993, FLEISCHER et al. 1988). Der freigesetzte Phosphor kann aber auch direkt von Mikroorganismen stammen, d. h. bestimmte Bakterien können den unter aeroben Bedingungen gespeicherten 'Überschuß'-Phosphor (z. B. Poly-Phosphate) unter anaeroben Bedingungen wieder abgeben (z. B. GÄCHTER et al. 1988, HUPFER et al. 1995). Bei geringerem Redoxpotential (60 - 100 mV) läuft die chemische Reduktion von Fe(III) über Sulfide ab. Diese Sulfide entstehen unter anoxischen Verhältnissen durch mikrobielle Sulfatreduktion und können das Eisen sulfidisch als FeS oder FeS₂ festlegen. Die Sulfatreduktion erzeugt Alkalinität und über Ligandenaustausch mit OH⁻-Ionen kann ebenfalls Phosphor freigesetzt werden (MONTIGNY & PRAIRIE 1993, CARACO et al. 1993).

Diese, mit z. T. hohen Umsatzraten in winzigen Kompartimenten an der Phasengrenze Sediment-Wasser ablaufenden biologischen und chemischen Reaktionen führen über längere Zeit (jahreszeitlich, wie auch von Jahr zu Jahr) zu summarischen Effekten auf der Gesamtebene 'See'. Im Vergleich zu gut durchmischten Flachseen, in denen der aus dem Sediment freigesetzte Phosphor dem Phytoplankton direkt zur Verfügung steht, kommt es in den tiefen stabil geschichteten Seen im Hypolimnion zunächst zur Akkumulation gelöster P-Verbindungen. Zur Vollzirkulation wird dieser Phosphor in den Wasserkörper eingemischt und trägt somit effektiv zur Nährstoffversorgung des Phytoplanktons bei. Aus diesem Grund soll die P-Freisetzung für vier stabil geschichtete Seen des Scharmützelseegebietes, die in Stagnationsphasen regelmäßig ein anoxisches Hypolimnion aufweisen, charakterisiert werden.

3.5.2 Methodik

Analog der für den Scharmützelsee erfolgten Beprobung und Berechnung der Netto-P-Freisetzung in KLEEBERG & LIPPERT (1996) wurden in vier tiefen, dimiktischen Seen des Scharmützelseegebietes im Sommer 1994, 1995 und 1996 jeweils an der tiefsten Stelle des Sees Vertikalprofile des gelösten reaktiven Phosphors (SRP) aufgenommen (Tab. 1). Das Wasser aus den einzelnen 1 m Tiefenhorizonten wurde filtriert (0,45 µm Membranfilter) und die Konzentration des SRP spektralphotometrisch (Molybdänblauemethode) mittels einem Segmented Flow Analysis - Verfahren (SFA, PERSTOP-Analytical) bestimmt. Die P-Freisetzungsraten bzw. interne P-Last wurde wie folgt berechnet:

$$\text{P-Freisetzungsrate [mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}] = \frac{\sum_{T_{n+1}} (C_{\text{SRP}(1\text{m})} * V_{(1\text{ m})}) - \sum_{T_n} (C_{\text{SRP}(1\text{m})} * V_{(1\text{ m})})}{A_{\text{See}} * (T_{n+1} - T_n)}$$

mit

$C_{\text{SRP}(1\text{m})}$ = SRP-Konzentration des jeweiligen 1m Tiefenhorizontes [$\mu\text{g l}^{-1}$] bzw. [mg P m^{-3}],
 T = Tag der Aufnahme des SRP Vertikalprofils [d],
 $V_{(1\text{ m})}$ = Volumen des 1 m Tiefenhorizontes [m^3] und
 A_{See} = Seefläche [m^2].

Vor bzw. im Jahr 1994 (Tab. 1) wurde die Bestimmung des P-Inhaltes eines Sees auf der Basis der volumengewichteten hypolimnischen Mischprobe vorgenommen. Dazu wurde das Hypolimnion des Sees nach dem Vertikalprofil der Temperatur und des Sauerstoffs abgegrenzt und aus jeder Tiefenstufe des Hypolimnions ein, dem Volumenanteil des Sees äquivalentes Wasservolumen entnommen und zur Mischprobe vereint.

Tabelle 1: Seen des Scharmützelseegebietes und Zeitpunkte der Aufnahme von Vertikalprofilen des SRP zur Bestimmung der benthischen P-Freisetzung. In Klammern ist die Anzahl der dazwischenliegenden Tage angegeben.

Seebezeichnung	Tiefe [m]	Untersuchungszeitraum		
		1994 (Tage)	1995 (Tage)	1996 (Tage)
Scharmützelsee RIE* ¹	29,5	11.07. - 07.09. (58)	20.07. - 14.09. (56)	11.07. - 08.08. - 19.09. (28/42)
Tiefer See TIE	22,9	18.07. - 29.08. * ² (42)	12.07. - 06.09. (56)	18.07. - 15.08. - 12.09. (28/28)
Springsee SPR	18,1	06.07. - 02.08. * ² (27)	12.07. - 06.09. (56)	16.07. - 13.08. - 10.09. (28/28)
Großer Glubigsee GGL	12,0	07.07. - 30.08. * ² (54)	11.07. - 05.09. (56)	17.07. - 09.08. - 03.09. (23/25)

*¹ Probenahmestelle bei Wendisch Rietz' *² 2. Probenahmetermin = hypolimnische Mischprobe

3.5.3 Ergebnisse

In allen Profilen nimmt die SRP-Konzentration sowohl räumlich vom Metalimnion als auch zeitlich, d. h. von einem zum anderen Termin, auf z. T. sehr verschiedenem Konzentrationsniveau mit der Tiefe zu (Abb. 1). Diese Konzentrationsunterschiede werden mit der Dauer der

Stagnationsperiode immer größer. Für den Zeitraum 1993 - 1996 wurden 1 m über Grund folgende maximale SRP-Konzentrationen (in $\mu\text{g P l}^{-1}$) bestimmt:

$$\text{SPR (625)} > \text{GGL (361)} > \text{RIE (287)} > \text{TIE (90)}.$$

Die in den aufeinanderfolgenden Jahren 1994 - 1996 zum gleichen Zeitpunkt (Tab. 1) gemessenen unterschiedlichen SRP-Konzentrationen (Abb. 1), führen zu unterschiedlichen Raten der Phosphorfreisetzung (Abb. 2). Der Scharmützelsee bei Wendisch Rietz (RIE) und der Springsee (SPR) weisen die höchsten P-Freisetzungsraten (Mittelwert aller Termine 1994 - 1996, $n = 4$; $2,05 \pm 0,61 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ bzw. $1,36 \pm 0,26 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), mit geringen Unterschieden zwischen den einzelnen Jahren auf. Die Rate für den Großen Glubigsee (GGL; $1,52 \pm 0,34 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) ist in den drei Jahren gleich groß. Bei deutlich geringeren SRP-Konzentrationen (Abb. 1) ist die benthische P-Freisetzung für den Tiefen See mit $0,35 \pm 0,1 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ signifikant kleiner als in den anderen drei Seen (Abb. 2).

Um die Seen hinsichtlich ihrer P-Belastung vergleichen zu können, wurde aus der Netto-P-Freisetzung über 70 Tage (= 2 ¼ Monate, vgl. Tab. 1) während der Sommerstagnation - unter der Annahme, daß die P-Freisetzung über 295 Tage des Jahres gleich Null ist - die interne P-Last (Mittelwert 1994 - 1996) in $\text{g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ berechnet:

$$\text{RIE } 0,128 \pm 0,023 > \text{GGL } 0,080 \pm 0,007 > \text{SPR } 0,062 \pm 0,019 > \text{TIE } 0,016 \pm 0,005.$$

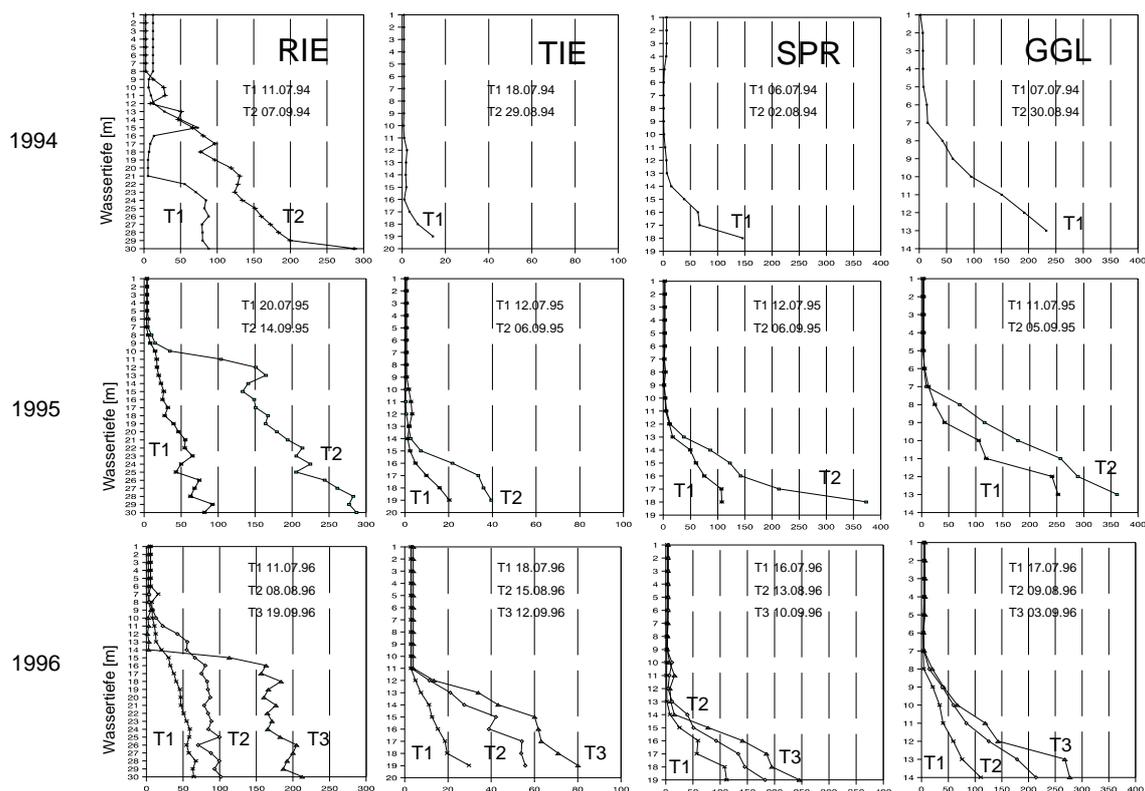


Abbildung 1: Vertikalprofile des gelösten reaktiven Phosphors [$\mu\text{g l}^{-1}$] für verschiedene aufeinanderfolgende Termine (T1 bis T3) von 1994 bis 1996 in den nach der maximalen Tiefe geordneten Seen: RIE, TIE, SPR und GGL. (Abkürzungen und Abstände der Probenahmen siehe Tab. 1)

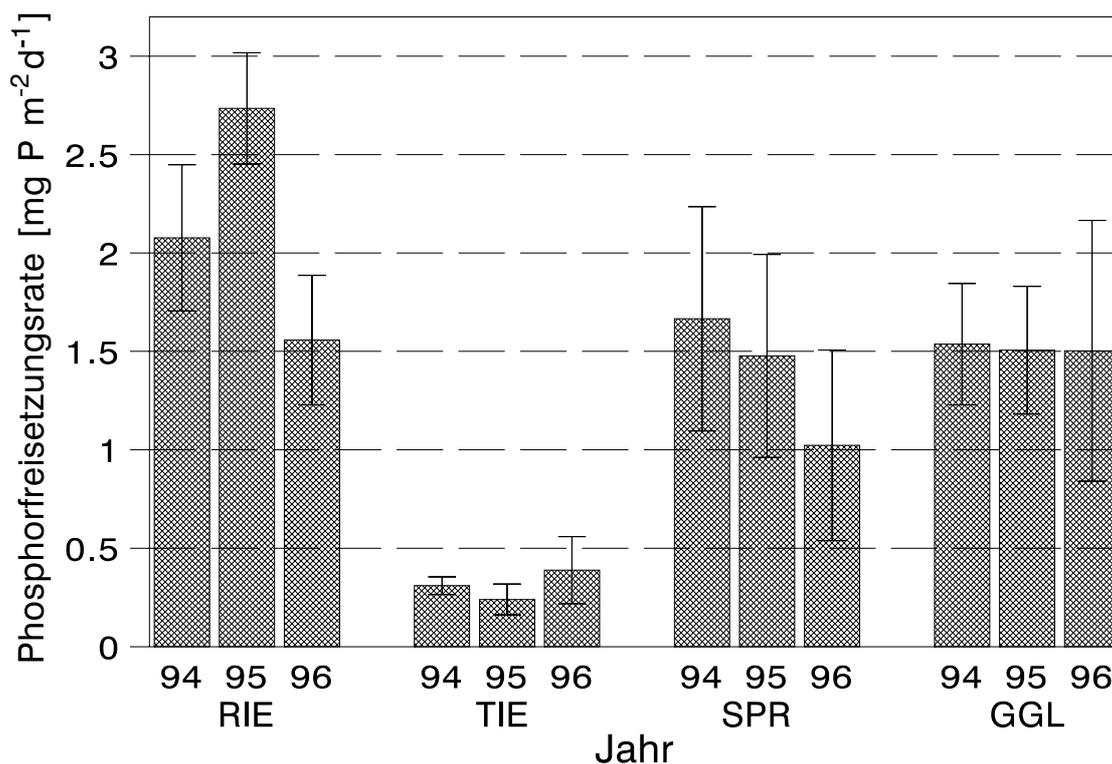


Abbildung 2: Mittlere Phosphorfreisetzungsrates für verschiedene aufeinanderfolgende Termine (T1 bis T3) von 1994 bis 1996 in den nach der Tiefe geordneten Seen: RIE, TIE, SPR und GGL. (Abkürzungen und Zeitpunkte der Probenahmen siehe Tab. 1).

Tabelle 2: Seeoberfläche (A) und Fläche des Einzugsgebietes (EZG) sowie interne (P_{int}) und externe P-Last (P_{ext}) von Seen des Scharmütelseegebietes (Mittelwert 1994 - 1996).

Seebezeichnung Kürzel	Seefläche [10 ⁶ m ²]	EZG [km ²]	EZG : A	P_{int} [t P a ⁻¹]	P_{ext} [t P a ⁻¹]	P_{int} [% P_{ext}]
Scharmütelsee RIE* ¹	12,093	112,0	9,26	1,548	4,760	32,5
Tiefer See TIE	0,627	2,1	3,38	0,010	0,045	22,2
Springsee SPR	0,587	12,0	20,44	0,036	0,510	7,1
Großer Glubigsee GGL	0,636	16,0	25,16	0,051	0,680	7,5

*¹ Probenahmestelle bei Wendisch Rietz

In Relation zur Größe des Einzugsgebietes bzw. der Seefläche wurde die interne P-Last dem 'potentiell natürlichen P-Eintrag' (LAWA 1996) (minimale externe P-Last) gegenübergestellt (Tab. 2). Da die Flächenanteile der Nutzungs- bzw. Bodenarten der Landflächen des Einzugsgebietes nicht genau bekannt sind, wurde für die eine Hälfte des Einzugsgebietes mit einem P-Eintrag von Waldflächen (0,005 g P m⁻² a⁻¹, geringster P-Eintrag von vegetationsbedeckten Flächen) und für die andere Hälfte mit dem P-Eintrag von kalkarmen

Mineralböden ($0,02 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, höchster P-Eintrag von vegetationsbedeckten Flächen) als Mittelwert gerechnet. Für den atmosphärischen Direkteintrag wurde der Faktor $0,03 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ genutzt (LAWA 1996).

Als Ergebnis der P-Freisetzung aus dem Sediment nimmt der P-Inhalt des jeweiligen Sees kontinuierlich über die Zeit zu (Abb. 3). Die P-Freisetzung verlief 1996 im Großen Glubigsee deutlich linear. Im dreimal tieferen Scharmützelsee dagegen zeigte sich ein logarithmischer Verlauf. Die etwa gleich tiefen Seen Tiefer See und Springsee zeigen untereinander ein ähnliches Verhalten. Der Anteil des Phosphors der aus der P-Freisetzung kommt, ist dagegen für alle vier Seen etwa gleich groß (Mittelwerte 1994 -1996, $n = 3$):

GGL $32,7 \pm 10,1 \%$, SPR $41,5 \pm 11,2 \%$, RIE $48,1 \pm 20,3 \%$ und TIE $53,3 \pm 20,9 \%$.

Je länger ein See geschichtet ist, desto größer wird das Verhältnis zwischen der hypolimnischen Maximalkonzentration an SRP 1 m über Grund und der epilimnischen SRP-Konzentration zum gleichen Zeitpunkt, das als Ausdruck für den 'epilimnischen SRP-Verbrauch' und die 'hypolimnische SRP-Nachlieferung' angesehen werden kann (Abb. 4).

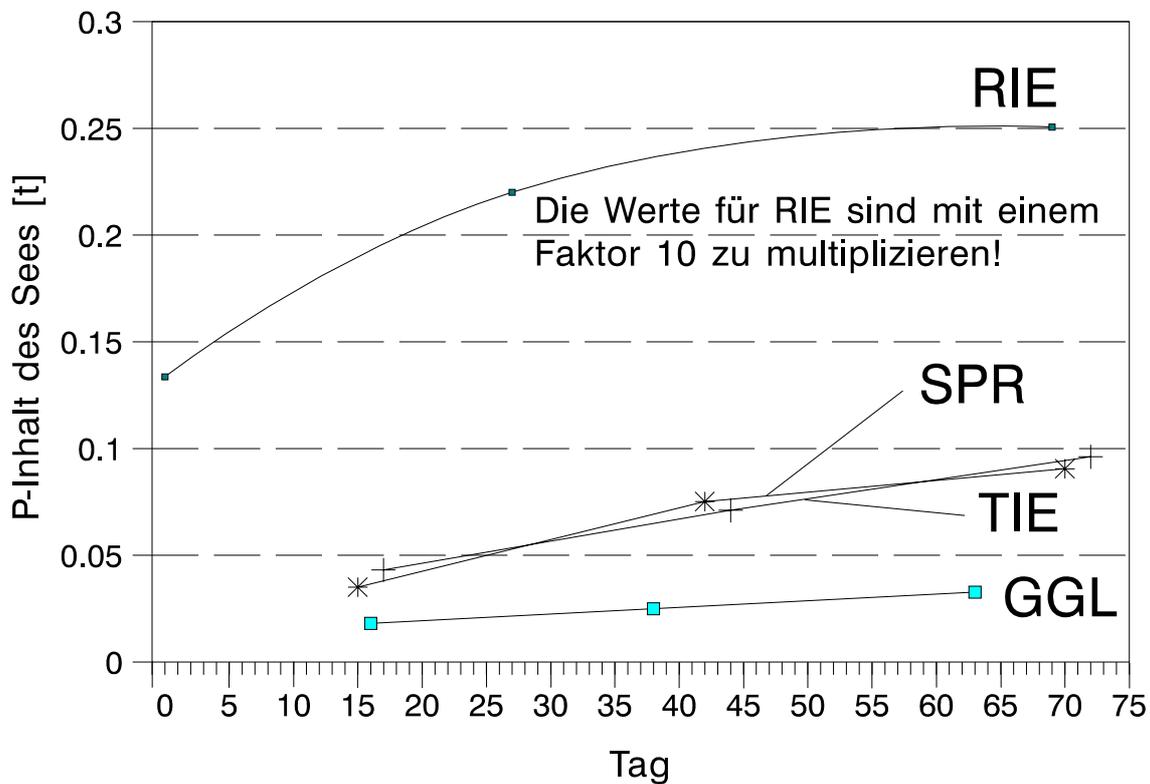


Abbildung 3: Phosphorinhalt, der nach der Tiefe geordneten Seen: RIE, TIE, SPR und GGL für 3 aufeinanderfolgende Termine 1996 (Abkürzungen und Termine siehe Tab. 1).

Der Anstieg der parallel zueinanderliegenden Geraden der besten Anpassung für den Scharmützelsee bei Wendisch Rietz (RIE; 0,38), den Springsee (SPR; 0,40) und den Großen Glubigsee (GGL; 0,46) bei unterschiedlichem Chlorophyll a Niveau und die 'klaffende Schere' zu der Geraden vom Tiefen See (TIE; 0,08) veranschaulicht den engen Zusammenhang zwischen Produktivität und benthischer P-Freisetzung in einem See und

zeigt, daß die ‘Schere’ zwischen den produktiveren Seen (RIE, SPR und GGL) und dem weniger produktiven Tiefen See um einen Faktor von 4,8 - 5,8 ‘auseinanderklafft’.

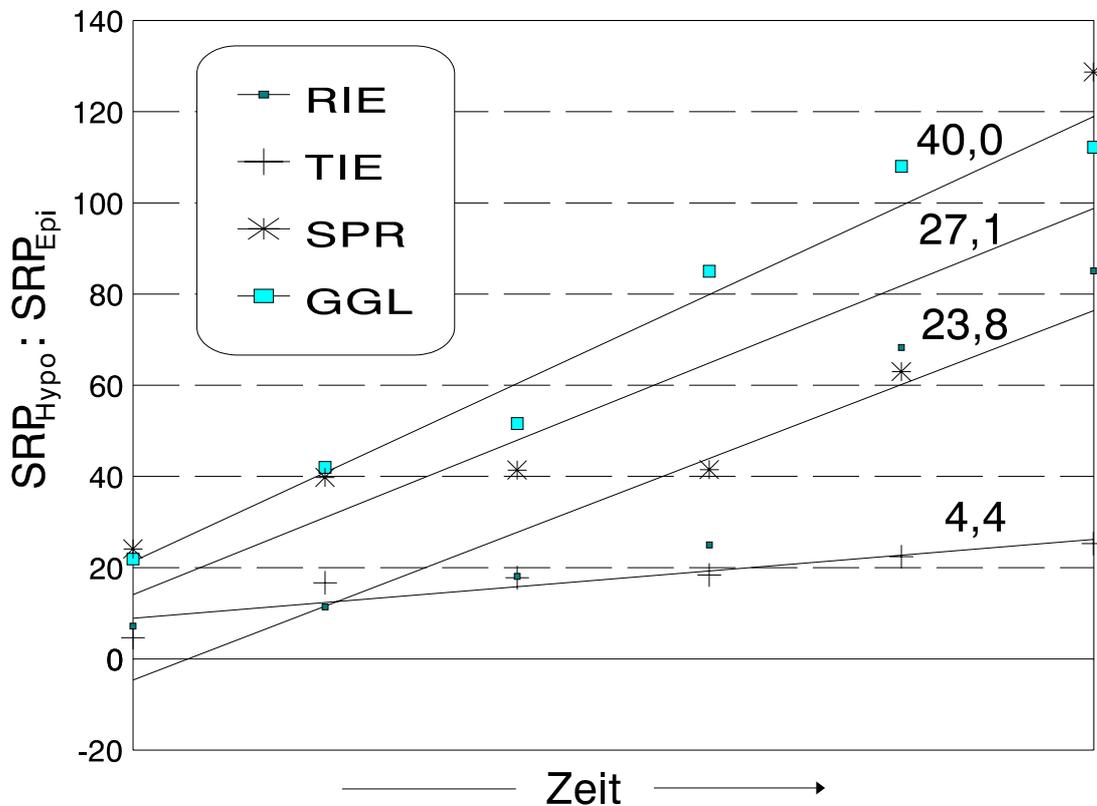


Abbildung 4: Verhältnis zwischen der hypolimnischen Maximalkonzentration an gelöstem reaktiven Phosphor (SRP) 1 m über Grund und der epilimnischen SRP-Konzentration zu diesem Zeitpunkt in den untersuchten Seen des Scharmütelseegebietes: RIE, TIE, SPR und GGL 1994 bis 1996 (Termine und Abkürzungen s. Tab. 1, epilimnische SRP-Konzentrationen s. Abb. 1). Die Zahlen auf den Geraden sind die Jahresmittel der Chlorophyll a-Konzentration [$\mu\text{g l}^{-1}$] für 1994/95.

3.5.4 Diskussion

1993 und z. T. 1994 wurde der P-Inhalt sowie die P-Freisetzung der geschichteten Seen des Scharmütelseegebietes über die volumengewichtete hypolimnische Mischprobe bestimmt. Dies hat sich aufgrund der Ungenauigkeit als nicht praktikabel erwiesen. Zwei Beispiele sollen dies verdeutlichen. Erste Berechnungen für den Scharmütelsee 1993 (epilimnische und hypolimnische Mischprobe für SRP und Gesamtphosphor) ergaben eine negative P-Freisetzungsrage von ($- 0,53 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) von Juli bis September. Für den Springsee 1994 (hypolimnische Mischprobe) wurde eine Abnahme des hypolimnischen SRP-Inhalts zwischen Juli und August von 52,4 t P auf 35,7 t P berechnet, die daraus resultierende P-Freisetzungsrage war ebenfalls negativ ($- 0,55 \pm 1,29 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). Wie jedoch für die Jahre 1994 bis 1996 gezeigt werden kann, nimmt die P-Konzentration in der Wassersäule (Abb. 1) und damit der P-Inhalt des Sees während der Sommerstagnation beträchtlich zu (Abb. 3). Das heißt, die sommerliche Netto-P-Freisetzung ist positiv (Abb. 2) und kann ausreichend genau nur über Vertikalprofile der P-Konzentration (z. B. 1 m Tiefenstufen) bestimmt werden, da es

keine Proportionalität zwischen dem mit der Tiefe abnehmenden Seevolumen je 1 m Tiefenhorizont und der für diese Horizonte mit der Tiefe zunehmenden P-Konzentration gibt. Eine falsche Abgrenzung des Epi- bzw. Hypolimnions führt ebenfalls zu Fehlerquellen (vgl. DENEKE 1996). Für die Phasen der Vollzirkulation im See ist die volumengewichtete Mischprobe optimal, sie gleicht geringe Konzentrationsunterschiede innerhalb einzelner Tiefenstufen aus.

Für die hochproduktiven Seen des Scharmützelseegebietes (NIXDORF et al. 1995, NIXDORF & KLEEBERG 1996) ist die genaue Bestimmung der internen P-Last im Hinblick auf eventuell in Aussicht genommene Sanierungs- bzw. Restaurierungsmaßnahmen zur Verbesserung ihres limnologischen Zustandes von großer Bedeutung, da die benthische P-Freisetzung eine wesentliche Steuergröße für die Produktivität eines Sees ist (z. B. AUER et al. 1993). Der aus dem Sediment freigesetzte Phosphor reichert sich zunächst im Hypolimnion an (Abb. 1) und wird zur Herbstzirkulation in den gesamten Wasserkörper eingemischt. Auf diese Weise werden epilimnische P-Verluste (Sedimentation partikulärer P-Verbindungen) ausgeglichen und Phosphor wird in gelöster Form für das Algenwachstum im Frühjahr bereitgestellt. So konnten GOLTERMAN et al. (1969) als Erste zeigen, daß der aus dem Sediment stammende Phosphor als Nährstoff algenverfügbar ist. Dieser Phosphor ist also noch Bestandteil des P-Kreislaufes im Freiwasser. Schon durch geringe Mengen dieses sedimentbürtigen Phosphors kann die Primärproduktion so stark stimuliert werden, daß es zu starken sekundären Eutrophierungserscheinungen (Abb. 5) kommt.

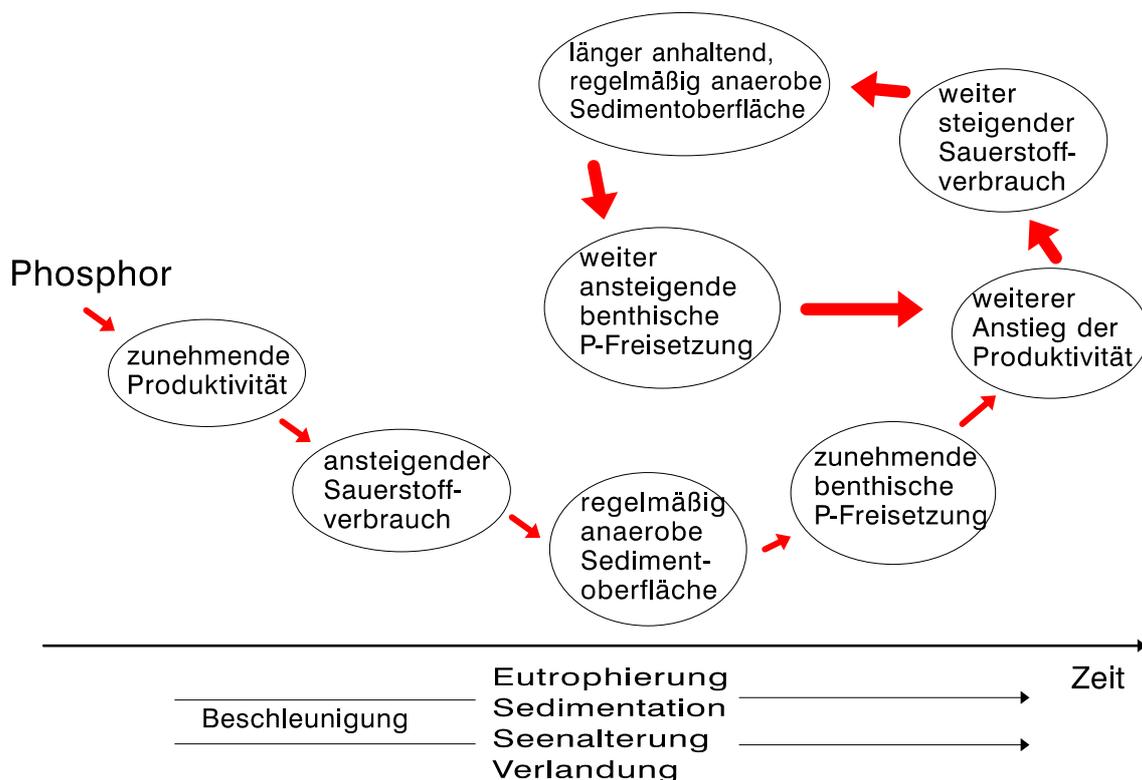


Abbildung 5: Sekundäre Eutrophierung durch die Freisetzung von Phosphor (P) aus dem Sediment und ihr Einfluß auf verschiedene Prozesse in einem See (nach MAUE 1989, stark verändert).

Die ermittelten P-Freisetzungsraten (Abb. 2) sind im Vergleich zu denen anderer eutropher Seen zwischen 5 und 100 mg P m⁻² d⁻¹ als gering anzusehen. Insbesondere in Flachseen kann der ins Freiwasser rückgelöste sedimentnahe Phosphor durch Wasserumwälzungen abtransportiert werden. Dadurch wird der steile Konzentrationsgradient zwischen Poren- und Freiwasser aufrechterhalten und eine weitere Diffusion gelösten Phosphors ins Freiwasser begünstigt.

Hohe P-Freisetzungsraten aufgrund von Resuspensionserscheinungen in Folge windinduzierter Turbulenz, d. h. durch Aufwirbelung bereits abgelagerter Sedimentpartikel an die Phosphor assoziiert ist, sind für die untersuchten tiefen Seen auszuschließen. Die P-Freisetzung in tiefen Seen verläuft kontinuierlich (Abb. 3). Die interne P-Last ist für alle vier Seen sicher nur geringfügig höher als berechnet, da die Vertikalprofile zur Bestimmung der P-Freisetzung Anfang/Mitte Juli des entsprechenden Jahres (Tab. 1) aufgenommen worden sind. Die P-Freisetzung beginnt offensichtlich früher (gedachter Schnittpunkt der Geraden mit der Ordinate in Abb. 3).

Die externe P-Last ist jedoch deutlich höher anzusetzen, da die Bestimmung des potentiell natürlichen P-Eintrags aus dauerhaft ungenutzten vegetationsbedeckten Flächen (Tab. 2) die für den See minimale P-Belastung darstellt. Anthropogene P-Quellen, wie punktförmige Einleitungen, Zeltplätze usw., bleiben unberücksichtigt. Unsicherheiten liegen gleichfalls in der Bestimmung der Größe und Nutzung des jeweiligen Einzugsgebietes. Für den Scharmützelsee müssen insbesondere die ober- und unterirdischen Zuflüsse berücksichtigt werden. Das Verhältnis Einzugsgebietsfläche: Seefläche ist für diesen See deutlich kleiner als bei den anderen Seen (Tab. 2), die Größe des unterirdischen Wassereinzugsgebietes ist mit dem oberirdischen nicht identisch. Der potentiell natürliche P-Eintrag für den Tiefen See ist als vorläufig anzusehen, da die Größe des Einzugsgebietes auf einer einfachen Schätzung basiert. Die errechneten prozentualen Anteile der internen an der externen P-Last zwischen 7,1 und 32,5 % sind mit denen anderer Seen vergleichbar. Beispielsweise betrug dieser Anteil für 22 nordamerikanische Seen mit anoxischem Hypolimnion 3 - 35 % (Mittelwert 19 %) (NÜRNBERG 1984). Inwieweit sich das Verhältnis zwischen interner und externer P-Last jedoch verändert, wenn sowohl die interne als auch die externe P-Last eventuell unproportional unterschätzt worden sind, kann nur über die Bestimmung der externen P-Belastung auf der Grundlage der P-Retention des Sees ermittelt werden.

3.5.5 Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Zwischen Juli und September 1994 bis 1996 wurde in vier dimiktischen, tiefen Seen des Scharmützelseegebietes (Scharmützelsee bei Wendisch Rietz - RIE, Tiefer See - TIE, Springsee - SPR, Großer Glubigsee - GGL), die alljährlich zur Sommerstagnation ein anoxisches Hypolimnion aufweisen, die benthische P-Freisetzung untersucht. Die Raten mit denen P freigesetzt wird (RIE > GGL > SPR > TIE) lagen zwischen 0,35 und 2,05 mg P m⁻² d⁻¹. Im Vergleich zu anderen eutrophen Seen sind sie als gering anzusehen. Es wird deutlich, daß bei den hohen hypolimnischen SRP-Konzentrationen zwischen 89,7 und 624,8 µg P l⁻¹ (SPR > GGL > RIE > TIE), mit 33 bis 53 % (TIE > SCH > SPR > GGL) ein wesentlicher Teil des P-Inhaltes der Seen saisonal aus dieser P-Freisetzung stammt, d. h. die untersuchten Seen ein hohes P-Remobilisierungspotential besitzen. Aus den geringen Unterschieden zwischen den einzelnen Jahren kann kein Trend abgeleitet werden. Jedoch ist bei der P-Versorgung für den Tiefen See, auch wenn er sich hinsichtlich des 'epilimnischen SRP-Verbrauchs' (Produktivität) und der 'hypolimnischen P-Nachlieferung' (P-Remobilisierungs-

potential) derzeit noch um einen Faktor 5 bis 6 von den hocheutrophen Seen (GGL > SPR > RIE) unterscheidet, demnächst ein Wechsel in ein höheres trophisches Niveau zu erwarten. An dem vergleichsweise geringen Anteil der internen an der externen P-Last zwischen 22 und 33 % wird deutlich, daß zur Verbesserung des limnologischen Zustandes der vier Seen die externe P-Last aus dem Einzugsgebiet - die tatsächlich erheblich höher als der berechnete potentiell natürliche P-Eintrag sein dürfte - über Maßnahmen im Einzugsgebiet (Sanierung) zu senken ist. Auch nach der Reduktion der externen P-Last wird das Sediment genügend Phosphor in die Wassersäule rüchlösen und somit die Produktion einer hoher Algenbiomasse noch über viele Jahre ermöglichen.

3.5.6. Literatur

- AUER, M. T., JOHNSON, N. A., PENN, M. R. & EFFLER, S. W. (1993): Measurements and verification of rates of sediment phosphorus release for a hypereutrophic urban lake. *Hydrobiologia* 253: 301-309.
- CARACO, N. F., COLE, J. J. & LIKENS, G. E.(1993): Sulfate control of phosphorus availability in lakes - A test and re-evaluation of HASLER and EINSELE'S model. *Hydrobiologia* 253: 275-280.
- DENEKE, R. (1996): Topographie, Morphometrie und Mixis stehender Gewässer. In: NIXDORF, B. & KLEEBERG, A. (Hrsg.): Gewässerreport Scharmütelseegebiet - Teil II. BTUC-AR 2/96: 10-14.
- FLEISCHER, Bengtsson, S. M. & Johansson, G. (1988): Mechanism of the aerobic Fe(III)-P solubilization at the sediment-water interface. *Verh. int. Ver. Limnol.* 23: 1825-1829.
- GÄCHTER, R., MEYER, J. S. & MARES, A. (1988): Contribution of bacteria to release and fixation of phosphorus in lake sediments. *Limnol. Oceanogr.* 33: 1542-1558.
- GÄCHTER, R. & MEYER, J. S. (1993): The role of microorganisms in mobilization and fixation of phosphorus in sediments. *Hydrobiologia* 253: 103-121.
- GOLTERMAN, H. L., BAKELS, C. C. & JAKOBS-MÖGELIN, J. (1969): Availability of mud phosphates for the growth of algae. *Verh. int. Ver. Limnol.* 17: 467-479.
- HUPFER, GÄCHTER, M. R. & RÜEGGER, H. (1995): Polyphosphate in lake sediments: ³¹P NMR spectroscopy as a tool to its identification. *Limnol. Oceanogr.* 40: 610-617.
- JANSSON, M. (1987): Anaerobic dissolution of iron-phosphorus complexes in sediment due to the activity of nitrate-reducing bacteria. *Microb. Ecol.* 14: 81-89.
- JONES, J. G., GARDENER, S. & SIMON, B. M. (1983): Bacterial reduction of ferric iron in a stratified eutrophic lake. *J. Gen. Microbiol.* 129: 131-139.
- KLEEBERG, A. & LIPPERT, G. (1996): Zur benthischen Phosphorfreisetzung in den Gewässern des Scharmütelseegebietes. In: NIXDORF, B. & KLEEBERG, A. (Hrsg.): Gewässerreport Scharmütelseegebiet - Teil II. BTUC-AR 2/96: 75-79.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1996): Gewässerbewertung - Stehende Gewässer (Entwurf), Teil B: 38-52.
- MAUE, G. (1989): Literaturstudie zur Freisetzung von Nährstoffen aus Sedimenten in Fließgewässern. In: DVWK (Hrsg.): Stoffbelastung der Fließgewässerbiopten. 275-344.
- deMONTIGNY, C. & PRAIRIE, Y. T. (1993): The relative importance of biological and chemical processes in the release of phosphorus from a highly organic sediment. *Hydrobiologia* 253: 141-150.
- NIXDORF, B., RÜCKER, J., DENEKE, R. & ZIPPEL, P. (1995): Limnologische Zustandsanalyse von Standgewässern aus dem Scharmütelseegebiet. BTUC-AR 1/95: 52 Seiten.

- NIXDORF, B. & KLEEBERG, A. (Hrsg.) (1996): Gewässerreport Scharmützelseegebiet - Teil II der limnologischen Zustandsanalyse von Gewässern aus dem Scharmützelseegebiet. BTUC-AR 2/96: 106 Seiten.
- NÜRNBERG, G. K. (1984): The prediction of internal phosphorus load in lakes with anoxic hypolimnia. *Limnol. Oceanogr.* 29: 11-124.

3.6 Allgemeine Beschreibung und Morphologie des Melangfließes, Scharmützelseegebiet

Michael Mutz

3.6.1 Einleitung

Die kleinen Fließgewässer des nordostdeutschen Flachlandes sind häufig in die für diese geographische Region typischen Seenkette eingebunden. Hier bestimmen vorgelagerte Standgewässer, die das Fließkontinuum unterbrechen, zu einem großen Teil die Ökologie der Fließstrecken und puffern die Einflüsse aus dem Einzugsgebiet ab. Diese Fließstrecken besitzen meist nur ein geringes hydraulisches Potential und, zumindest in der naturnahen Situation, gut ausgebildete Niederungsbereiche mit hoch anstehendem Grundwasser. Die Vegetation des Gerinnes und der Ufer ist hier der entscheidende Faktor, insbesondere für die morphologische Entwicklung der Fließstrecken. Diese und andere Besonderheiten bedingen einen eigenen Gewässertypus, über den es bisher nur sehr eingeschränkte Kenntnisse gibt (TIMM et al. 1995). Das im Scharmützelseegebiet, Ostbrandenburg, gelegene Melangfließ ist ein Gewässer dieses Typus, welches auf den ersten Blick als ein naturnahes Gewässer erscheint.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, eine möglichst detaillierte Beschreibung des morphologischen Zustandes des Melangfließes zu geben. Da die aktuelle morphologische Situation nur als momentaner Zustand einer dynamischen Entwicklung zu verstehen ist, wird versucht, entscheidende Elemente des komplexen Wirkungsgefüges aus naturräumlichen Gegebenheiten und anthropogenen Aktivitäten zu skizzieren, welche die aktuelle Situation bedingen. Die Arbeit bildet die Grundlage für weitergehende ökologische und biologische Untersuchungen des Gewässers.

3.6.2 Methoden

Die Erfassung der Gewässermorphologie erfolgte durch eine Kombination von sich ergänzenden Methoden, welche verschiedene Maßstabsbereiche abdecken. Eine durchgängige, das gesamte Gewässer erfassende Kartierung (Grobkartierung) bildet den Hintergrund für eine detaillierte kleinräumige Erfassung der Gewässermorphologie von typischen Gewässerabschnitten mittels elektronischer Vermessung (Feinkartierung). Die Parameter der Linienführung werden aus der topographischen Karte im Maßstab 1:10 000 (TK 10) abgeleitet. Den Kern des Verfahrens bildet ein Geoinformationssystem (GIS) zur Modellierung, Analyse und Visualisierung der raumbezogenen Daten. Es ermöglicht die quantitative Parametrisierung morphologischer Gegebenheiten des Gewässers.

3.6.2.1 Durchgängige Erfassung der Gewässermorphologie (Grobkartierung)

Bei einer Geländebegehung wurden durchgängig die relevanten Gewässerstrukturen mit einer Lagegenauigkeit von +/- 10 m erfaßt. Die Kartierung erfolgt nach einem am Entwurf der 'Länderarbeitsgemeinschaft Wasser' für die Erhebung der Gewässerstrukturgüte angelehnten Parametersystem (LAWA 1994), welches auf die Verhältnisse in naturnahen Bächen des

nordostdeutschen Flachlandes ausgerichtet ist (FISCHER et al. 1995). Die dabei erfaßten Parameter beschreiben den morphologischen Status des Gerinnes und der Uferbereiche. Der Raumbezug der zu kartierenden Objekte ist die jeweilige Lauflängenlage am Gewässer mit der o.g. Genauigkeit von +/- 10 m, also eine dynamische Stationierung, die vom Kartierer nach Bedarf vor Ort vorgenommen wird. Die Ungenauigkeiten in der Lageangabe, welche bei der Kartierung im unübersichtlichen Gelände unvermeidbar sind, werden bei der späteren Verarbeitung der Daten im GIS (Arc/Info) durch die Stationierung der Daten auf markante in der TK 10 verzeichnete Punkte minimiert. Zur Verarbeitung der Geländedaten mit dem GIS werden diese in ein Datenmodell mit multipler dynamischer Segmentierung überführt. Die statistische Analyse erfolgte mit dem Programmpaket SPSS, unterstützt durch Visualisierungen der Daten durch das GIS.

3.6.2.2 Kleinräumige Erfassung der Gewässermorphologie (Feinkartierung)

Diese durchgängig verfügbaren Daten wurden durch detaillierte Vermessungen an drei Segmenten, die für das Gewässer repräsentativ sind, untersetzt. Die Vermessungen wurden mit Hilfe eines Tachymeters mit elektronischer Kompensation durchgeführt und erfaßten die dreidimensionale Topographie des Gewässerbettes inklusive der Uferregion. Die räumliche Auflösung der Daten orientiert sich an den Gegebenheiten im Gelände. Im Bereich von Bruchkanten liegt diese bei 10 cm. Durch die schlechte Einsehbarkeit der vegetationsbestandenen Ufer sowie die geringe Standfestigkeit des Prismenstabes und des Tachymeters auf der morastigen, weichen Gewässersohle und auf den organischen Böden der Aue beträgt die Genauigkeit der Aufnahmen ± 3 cm in der Lage (x,y) und ± 2 cm in der Höhe (z). Die Gewässersegmente wurden jeweils in lokale Koordinatensysteme aufgenommen.

Aus den Daten der Feinkartierung wurden im GIS (Arc/Info) mittels 'Triangulated Irregular Network' (TIN) vektor- und rasterbasierte Modelle der Gewässertopographie gebildet. Die Modelle wurden durch eine Abfolge von eigenentwickelten Algorithmen analysiert. Dabei wurden insbesondere die in Tabelle 3 aufgeführten Querschnittsparameter aus den Modellen der Gewässertopographie abgeleitet. Die genaue Orientierung der Gewässerquerschnitte wurde durch einen interaktiven Arbeitsschritt festgelegt. In diesem wurde aus verschiedenen automatisch errechneten Mittellinien eine optimale Mittellinie ausgewählt. Das wesentliche Auswahlkriterium war, daß die Mittellinie grob dem ungefähren Stromstrich des Gewässers folgt. Dadurch wurden einseitige Ausbuchtungen der Ufer bei der Festsetzung der Gewässermittellinie nur bedingt berücksichtigt. Die anschließend durch den Rechner gebildeten Querschnitte durch das Gewässer sind senkrecht zur gewählten Mittellinie orientiert. Die Abstände der Querschnitte auf der Mittellinie betragen 0,5 m. Dadurch wird in jedem Fall die Anzahl der Querschnitte so groß, daß die errechneten Verteilungsmaße der Querschnittsparameter sich bei einer weiteren Erhöhung der Querschnitte kaum verändern.

3.6.3 Ergebnisse

3.6.3.1 Naturraum und Hydrologie

Das Melangfließ ist ein Gewässer 1. Ordnung (nach STRAHLER) und verbindet als Teil der Glubigseenkette südlich des Scharmützelsees (Brandenburg), den Melangsee mit dem Springsee. Es fließt von Süd nach Nord und folgt damit der Hauptentwässerungsrichtung des gesamten Scharmützelseegebietes hin zur Spree im Berliner Urstromtal. Die Glubigseenkette

liegt im Naturgroßraum *Ostbrandenburgisches Heide- und Seengebiet* auf der Grenze zwischen den naturräumlichen Haupteinheiten *Beeskower Platte* und *Dahme-Seen-Gebiet* (SCHOLZ 1962). Die während des Warthe-Stadiums der Weichsel-Eiszeit geformte Landschaft ist geprägt durch flachwellige Grundmoränen mit einigen reliefstarken End- und Stauchmoränenhügeln.

Die Höhen im Einzugsgebiet des Melangfließes liegen zwischen 110 m (Blocksberge) und 39 m über NN auf der Talsohle. Die Hochfläche, in die das Tal eingeschnitten ist, hat eine Höhenlage zwischen 78 und 64 m über NN. Das Tal der Glubigseenkette ist eine für das Gebiet typische Schmelzwasserrinne, die sich von Süd nach Nord gerichtet in die Beeskower Hochfläche einkerbt. Seine Genese ist auf das beim Abtauen des Eises ablaufende Schmelzwasser zurückzuführen, welches Richtung Norden zur eigentlichen Scharmütelseerinne floß, die während einer der Stillstandsphasen des Eises als Hauptabfluß der Wassermassen zum Berliner Urstromtal hin diente (LIEBETRAU 1971).

Im Einzugsgebiet des Melangfließes herrschen arme Sandböden vor. Auf der grundwassernahen Talsohle haben sich über den Sanden im Verlauf des Holozäns ein Niedermoor und organische Naßböden gebildet. Das Tal wird durch zwei Becken gebildet, die durch eine Engstelle von ca. 250 m Länge miteinander verbunden sind. Die Talflanken der beiden Becken fallen steil über eine für die Region verhältnismäßig große Höhendifferenz von bis zu 30 m ab. Die Höhenlage der Talsohle des oberen Beckens liegt nur unwesentlich unter der Wasserspiegellage des Melangsees, dem oberstromig gelegenen Standgewässer, das ebenfalls in diesem Talbecken liegt. Die Höhenlage des unteren Talbeckens ist über weite Bereiche identisch mit der Wasserspiegellage des Springsees, dem bachab gelegenen Standgewässer. Entsprechend dieser geringen Höhendifferenzen weisen die beiden Talbecken auf den Talsohlen Nieder- oder Talrandmoore, ständig überstaute Bruchwälder und kleinere Riedbestände auf.

Die Abfolge der Talformen prägt auch den Charakter des Melangfließes. Es lassen sich vier aufeinanderfolgende verschiedenartige Talabschnitte unterscheiden (s. Abb. 1).

- Der erste Abschnitt von 175 m Länge hat auf der Talsohle einen ca. 100 m breiten Niederungsbereich, der sich auf der rechten Talseite nach 100 m auf ca. 150 m ausweitet (Fließabschnitte Nr. I und II).
- Auf den folgenden 250 m verengt sich das Tal zu einem Muldental, welches eine Engstelle an der jetzigen Brücke *Forsthaus Grubenmühle* hat (Fließabschnitt Nr. III).
- Ab der jetzigen Brücke (nach 435 m Fließstrecke) weitet sich das Tal zu einem zweiten Talbecken, auf dessen Sohle wiederum überwiegend rechtsseitig ein Niederungsbereich mit einer Breite von bis zu 250 m ausgeprägt ist (Fließabschnitte Nr. IV und V).
- Nach einer Fließstrecke von ca. 1200 m verengt sich das Tal nochmals auf eine Länge von 80 m zu einem kleinen Muldental bevor das Gewässer in den Springsee einmündet (Fließabschnitt Nr. VI).

Das gesamte Einzugsgebiet, abgegrenzt nach dem Verlauf der Höhenlinien auf der topographischen Karte 1:10 000, hat an der Mündung des Fließes in den Springsee eine Fläche von 7,93 km² (Abb. 2). Am Ursprung des Fließes, dem Ausfluß aus dem Melangsee, beträgt die Einzugsgebietsfläche 4,51 km², davon sind 0,62 km² offene Wasserflächen. 43 % der gesamten Einzugsgebietsfläche entwässern als lateraler Zufluß zum Melangfließ. Dieser

Zufluß erfolgt mit Ausnahme eines kleinen Drainagesystems im Bereich des Forsthauses Grubenmühle als diffuser Wassereintrag.

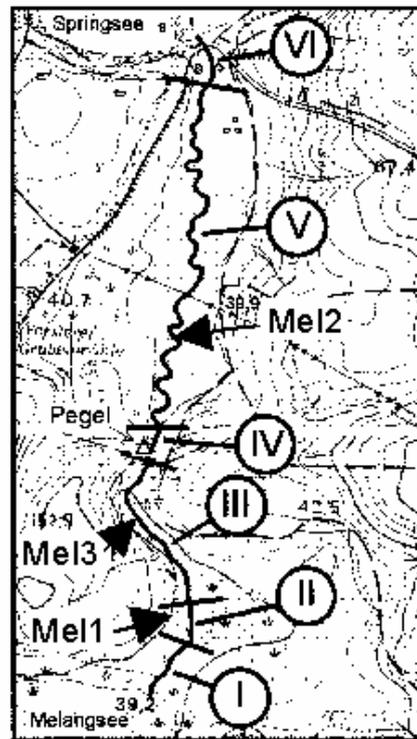


Abbildung 1: Übersichtskarte des Melangfließes. Die römischen Zahlen bezeichnen die typischen Fließabschnitte des Melangfließes. Die Pfeile markieren die Gewässersegmente der Feinkartierung (Mel1, Mel2 und Mel3).

Abfluß und Wasserstand des Melangfließes werden weitgehend durch die beiden Seen am Beginn und Ende der Fließstrecke bestimmt. Die Wasserstandsregelung der Seen erfolgt entsprechend den fischereiwirtschaftlichen Anforderungen durch den Fischereipächter des Melangsees. Auf dem Urmeßtischblatt von 1846 ist auf der Fließstrecke zwischen Tiefer See und Melangsee die *Grubenmühle* verzeichnet, so daß davon ausgegangen werden kann, daß die Hydrologie der Gewässer vermutlich bereits seit historischen Zeiträumen anthropogen überformt ist.

An der Brücke beim Forsthaus Grubenmühle wird vom Landesumweltamt Brandenburg bzw. seinem Vorläufer im Melangfließ seit 1978 ein Pegel (*Pegel Limsdorf/Forsthaus*) betrieben. Durch diesen Pegel werden 77 % des Einzugsgebietes des Melangfließes erfaßt (siehe Abb. 1). Die Abflußverteilung im Jahresverlauf in Abb. 3 belegt ein pluviales Regime. Sie ist zudem geprägt durch die dem Fließ vorgeschalteten Seen und die Speicherkapazität der Nieder- und Talrandmoore. Entsprechend der Verteilung der Niederschläge ergeben sich im Winter erhöhte mittlere Niedrigwasser- und Mittelwasserabflüsse, während die höchsten

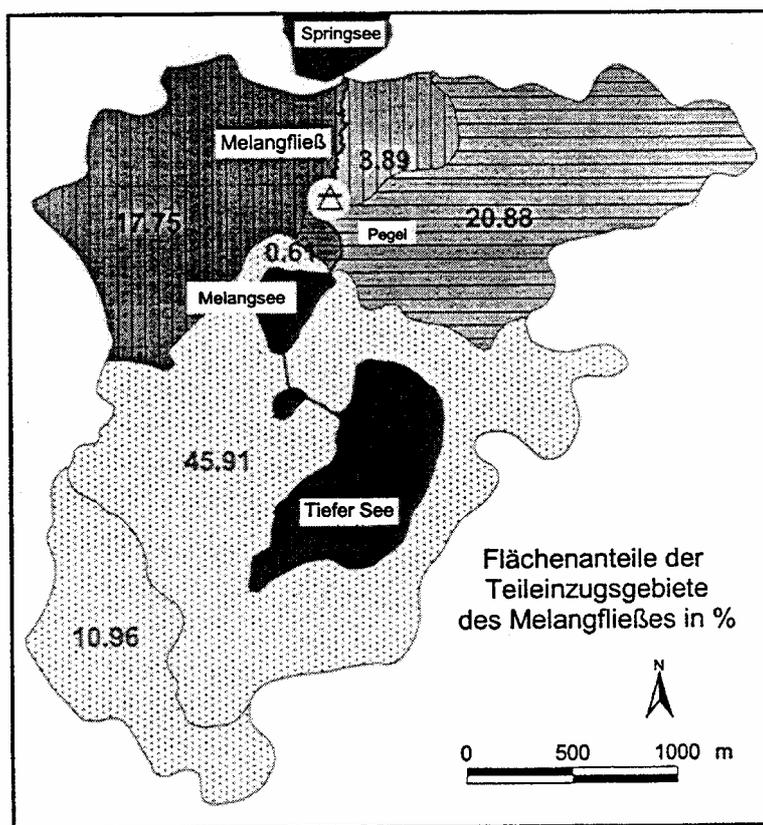


Abbildung 2: Karte der Teileinzugsgebiete des Melangfließes. Die Zahlen entsprechen den prozentualen Flächenanteilen. Quer- und längsschraffiert sind die Gebiete mit lateralem Zufluß zum Fließ.

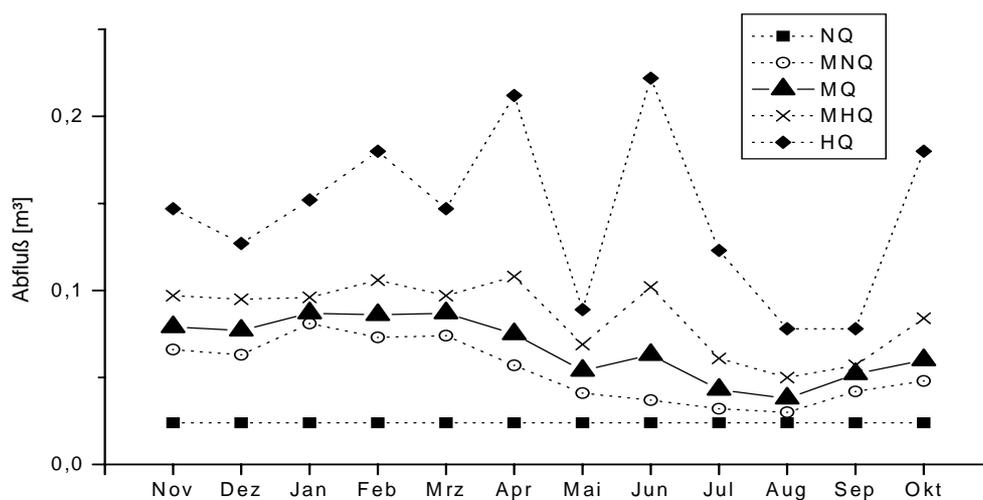


Abbildung 3: Jahrgang der monatlichen Kennwerte des Abflusses am Melangfließ, Pegel Forsthaus Grubenmühle (Quelle: Landesumweltamt Brandenburg).

Spitzenabflüsse im Frühjahr und Sommer erfolgen. Den geringsten mittleren Abfluß hat das Fließ in den Sommermonaten Juli, August und September. Die Angaben der über das Jahr gleichbleibenden Niedrigwasserabflüsse sind vermutlich durch die nicht befriedigende Auflösung des Pegels bei Niedrigwasser bedingt.

Aus den Angaben in der topographischen Karte über die Lage der Wasserspiegel des Melangsees und des Springsees ergibt sich für die gesamte Länge des Melangfließes von 1280 m ein durchschnittliches Gefälle von 0,0078 %. Eigene Nivellements bei Niedrigwasserabfluß ergaben für die rückgestauten Bereiche (Abschnitte I, II, III, V und VI, siehe Abb. 1) ein kaum meßbares Gefälle von 0,0077 % und für den kurzen frei fließenden Abschnitt unterhalb der Brücke beim Forsthaus Grubenmühle (Abschnitt III) ein Gefälle von 0,034 %.

3.6.3.2 Aktuelle und historische Nutzung

Die Höhenlagen und Talhänge des Einzugsgebietes werden forstwirtschaftlich, überwiegend als Kiefernforst, genutzt. Die Talsohle wird zu einem geringen Teil (<5 % der Fläche) gegenwärtig noch als extensive Wiese genutzt. Die restliche Fläche der Talsohle ist in unterschiedlichen Stadien der Sukzession zur standorttypischen Vegetation befindlich. Die Nutzung des Melangsees zur Fischerei und insbesondere die ehemalige Nutzung des dem Melangsee vorgeschalteten eingestauten Talbereichs zur Gänsezucht und Karpfenmast in den siebziger und achtziger Jahren (mündliche Mitteilungen) haben zu einem polytrophen Zustand des Melangsees geführt, der die biologische aber auch die morphologische Situation des Melangfließes entscheidend beeinflusst (s.u.).

In der heutigen Situation hat sich auf den dauernassen, teilweise ganzjährig überstauten Bereichen der Talsohle ein ca. 20-40 jähriger Erlenbestand als Erlenbruch oder Erlensumpf ausgebildet. Im Kernbereich des Erlensumpfes im unteren Talbecken ist dieser als Bülden-Erlensumpf ausgeprägt, was auf einen verhältnismäßig geringen Austausch zwischen fließender Welle des Melangfließes und Wasserkörper des Sumpfes schließen läßt (SCAMONI 1962). In den Randbereichen dieser dauernassen Flächen siedeln Schilfbestände. Teile der ehemaligen staunassen Wiesen zeigen Verbuschung und aufkommende Birken, was auf eine letztmalige Mahd vor etwa 5 bis 10 Jahren hindeutet. Derzeit erfolgt keinerlei land- oder forstwirtschaftliche Nutzung der Talsohle.

Die Analyse der historischen Karten und Auskünfte des ehemaligen Revierförsters zeigen, daß bis in die 50er Jahre dieses Jahrhunderts eine weiter ausgedehnte Nutzung der Talsohle als Wiese erfolgte. Diese Wiesennutzung schloß auch die unmittelbaren Gewässerrandbereiche und die gegenwärtig als junge Bruchwälder ausgeprägten, dauernassen Talbereiche mit ein. Auf die Nutzung gehen fast völlig verlandete, aber noch zu erkennende ehemalige Drainagegräben zurück.

Der Vergleich des Urmeßtischblattes von 1846 mit der nächsten verfügbaren topographischen Karte von 1928 zeigt eine Veränderung des Gewässerverlaufs im oberen Talbecken (siehe Abb. 4). Der ursprünglich über die Talsohle mäandrierende Verlauf wurde durch einen Durchstich in die heute gerade Linienführung des Fließabschnitts II überführt (siehe Abb. 1). Der ehemalige Gewässerverlauf ist auch heute noch als verlandete, aber fast durchgängig mit Wasser überstaute Eintiefung auf der Talsohle zu erkennen, in der sich ein Erlensumpf ausgebildet hat. Diese anthropogene Veränderung ist die Erklärung für die im Fließabschnitt II vom restlichen Gewässer abweichende morphologische Struktur des Gewässers (s.u.). Der genaue Zeitpunkt dieser wasserbaulichen Maßnahme läßt sich leider nicht ermitteln.

Ebenfalls auf eine wasserbauliche Maßnahme zurückzuführen ist die heutige Engstelle des Tales unmittelbar vor der Einmündung in den Springsee (Fließabschnitt VI). Im Zuge des ausgehenden 2. Weltkrieges wurde im Winter 1945 das Tal an der Durchbruchstelle zum Springsee durch einen Damm verschüttet. Mit diesem Damm wurde das gesamte Tal für einige Monate des Winters und Frühjahres 1945 eingestaut, um ein Vordringen der Roten Armee zu verhindern. Reste des Damms werden heute als Fahrstraße für den dort gelegenen Campingplatz genutzt.

Die beiden Brücken über das Melangfließ wurden in den 50er Jahren errichtet. Allerdings existierten an beiden Stellen zuvor Furten, die auch zum Heu- und Holztransport genutzt wurden und dementsprechend durch Feldsteine befestigt waren. Die Ufer des Melangfließes

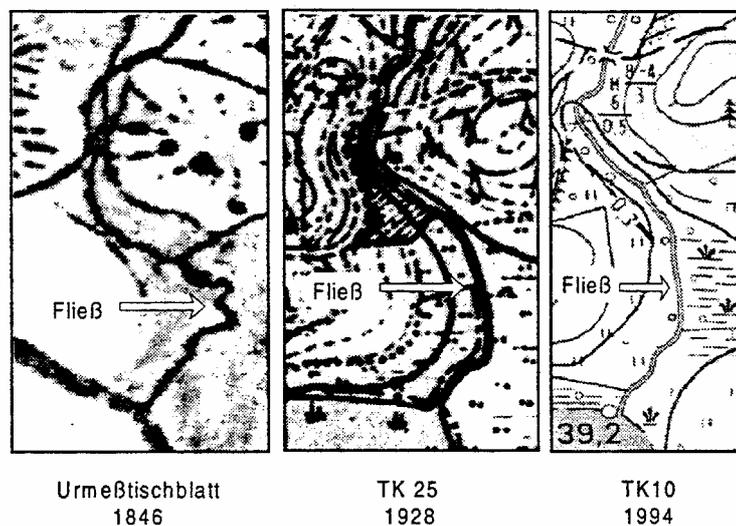


Abbildung 4: Historische Veränderung des Verlaufs des Melangfließes im Gewässerabschnitt II. Der Ausschnitt aus der aktuellen TK 10 (rechtes Bild) umfaßt einen etwas größeren Ausschnitt als die beiden anderen Kartenausschnitte.

waren nach Aussagen Ortskundiger bis in die fünfziger Jahre weitgehend gehölzfrei. Auf der Gewässersohle gab es intensives Makrophytenwachstum, vermutlich dominiert durch *Phragmites*- und *Typha*-Bestände. Im Bereich der jetzigen Brücke *Forsthaus Grubenmühle* hatte das Gewässer nach den Aussagen eine Sandsohle ohne organische Auflage. Das Fließ wurde bis in die 80er Jahre regelmäßig manuell entkrautet, und war im Gegensatz zu heute bis in die 60er Jahre für Paddler durchgängig zu befahren.

3.6.3.3 Gewässermorphologie

Die Grobkartierung der Gewässermorphologie erfolgte durchgängig für das gesamte Fließ. Sie wurde durch Feinkartierungen an drei repräsentativen Gewässersegmenten unteretzt.

Grobkartierung

Die Abbildungen 5, 6 und 7 sind kartographische Darstellungen ausgewählter Ergebnisse über den gesamten Fließverlauf. Das Fließ kann bezüglich der Morphologie in 6 Fließabschnitte differenziert werden (siehe Tab. 1), für die im folgenden die wesentlichsten morphologischen Gegebenheiten beschrieben werden. Die römischen Zahlen entsprechen den gekennzeichneten Fließstrecken in Abbildung 1.

Tabelle 1: Ausprägungen ausgewählter morphologischer Parameter der Grobkartierung für die sechs in Abbildung 1 differenzierten Fließabschnitte. Fließst.=Fließstrecke, Profilt.=Profiltyp, Tiefenvar.=Tiefenvarianz, Breitenvar.=Breitenvarianz, Sohlensubstr.=Sohlensustrattyp, S=Sand, Schl=Schlamm, Fh=Fallholz.

Nr.	Fließstr.	Linienführung	Profilt.	Tiefenvar.	Breitenvar.	Sohlensubtr.	Substratdiv.	Organische Auflage
	[m]		[cm]					(% Deckung)
I	0-110	leicht geschwungen	70-100	keine-gering	keine-gering	Schl	gering-mäßig	100%, CPOM, FPOM
II	110-165	geradlinig	70	mäßig	groß	Schl, Fh	gering-mäßig	100%, CPOM, FPOM
III	165-425	schwach gekrümmt	30-60	gering	gering-mäßig	Schl, Fh	gering	100%, CPOM, FPOM
IV	425-475	gestreckt	60	gering	mäßig	S	gering	25%, FPOM
V	275-1200	geschl.-mäandrierend	60	gering	gering-sehr groß	Schl	gering	100%, FPOM
VI	1200-1280	leicht geschwungen	60	gering	keine	S, Schl	gering	80%, FPOM

I) Der erste Fließabschnitt von Fließmeter 0 bis 115 (siehe Abb. 1) beginnt mit dem unmittelbaren Seeabflußtrichter, mit einer Breite von ca. 16 m und einer Tiefe von 1,2 m. Auf den ersten 30 m Fließstrecke verengt sich das Gewässer auf eine Breite von 10 m, die mittlere Tiefe des insgesamt 110 m langen Abschnittes liegt bei 0,6 m. Die Profiltiefe sinkt im Verlauf des Abschnittes von 1 m auf 0,7 m (siehe Abb. 4). Der Wasserspiegel steht bei Mittelwasserabfluß auf der gesamten Strecke ca. 0,3 m unter Flurniveau. Es gibt keine Tiefenvarianz. Lediglich in einem Bestand von *Typha angustifolia* und einem Bestand von *Phragmites australis*, die beide die gesamte Gewässerbite auf jeweils etwa 15 m Länge durchwachsen, ist die Gewässertiefe verringert. Die Breitenvarianz ist in der ersten Hälfte des Abschnittes, bedingt durch einzelne Seggenhorste oder Schilf am Gewässerrand, mäßig ausgeprägt. Die zweite Hälfte dieses ersten Abschnittes zeigt keinerlei Breitenvarianz. Die Gewässersohle wird gleichmäßig aus organischem Material gebildet. Diese organische Schicht ist in diesem ersten Gewässerabschnitt mindestens 1 m dick und besteht aus feinputikulärem Material, durchsetzt mit den Resten der abgestorbenen Halme der Röhrichte. Ein anorganischer Untergrund läßt sich nicht sondieren.

Die Linienführung ist in diesem Gewässerabschnitt leicht geschwungen. Abgesehen von wenigen jungen, maximal 2 m hohen Erlen (*Alnus glutinosa*) und Moorbirken (*Betula pubescens*) gibt es keine Ufergehölze. Der Abschnitt ist bestimmt durch die o.g. Makrophytenbestände von *Typha angustifolia* und *Phragmites australis*, die das Gewässer auf die gesamte Breite besiedeln. Daneben finden sich vereinzelt *Potamogeton crispus* und *Nymphaea alba*. Die Ufer zeigen keine Uferlängsgliederung. An zwei Stellen gibt es kleine Flächen von Schwingrasen, die sich 20 bis 40 cm weit vom Ufer auf das Gewässer schieben. Ansonsten ist das Ufer aus einer Mischung von Hochstaudenflur und Schilfröhrichten bestanden. Dies ist der einzige gehölzfreie Abschnitt des Melangfließes. Es finden sich keine besonderen Ufer- oder Laufstrukturen in diesem Gewässerabschnitt (siehe Abb. 5).

II) Der zweite Fließabschnitt von Fließmeter 115 bis 165 ist geprägt durch die den Gewässerquerschnitt verengenden Schwarzerlen, die alle 5 bis 10 Meter Prallbäume mit ausgedehnten Wurzelfächern bilden. Die Erlen stehen vereinzelt so weit im

Gewässerquerschnitt, daß es bereits bei leicht erhöhten Abflüssen zu Erlenumläufen kommt. Dementsprechend ist die Breitenvarianz dieses Abschnittes mit Breiten zwischen 2,5 und 8,2 Metern groß. Zwischen den Erlen kommt es zu weiten Uferausbuchtungen mit Flachwasserbereichen und leichtem Kehrwasser, so daß die Tiefenvarianz in diesem Abschnitt mäßig ausgeprägt ist. Die Profiltiefe liegt bei 0,7 m. Allerdings beträgt in diesem Abschnitt die mittlere Wasserspiegellage nur ca. 0,2 m unter dem Uferniveau. Bei Hochwasser kommt es in weiten Bereichen zur Überflutung der Flachufer, die hier auf beiden Seiten von einem dichten, ca. 20 - 40 Jahre alten Erlenbruchwald bestanden sind. Die Krautflur hat aufgrund der völligen Beschattung zwar einen Frühjahrsaspekt, ist aber ansonsten nur sehr gering ausgeprägt. Auf der Gewässersohle finden sich Fallholzansammlungen als besondere Laufstrukturen, die zusammen mit den Prallbäumen zu einer Differenzierung der Strömung führen. Das Fallholz wird entsprechend der Altersstruktur der Gehölze überwiegend aus Ästen und Zweigen mit maximal 5 cm Durchmesser gebildet.

III) Der dritte Abschnitt von Fließmeter 165 bis 425 ist durch den von der Brücke bei Fließmeter 425 verursachten Rückstau geprägt. Das Tal wird in diesem Abschnitt etwa ab Fließmeter 225 enger. Das Ufergehölz ist rechtsseitig ein Erlensaum, der in den höher gelegenen und dadurch trockenen Talhängen in einen Kiefernforst übergeht. Linksseitig ist eine Erlengalerie ausgeprägt, an die sich ein Durchströmungsmoor anschließt. Die Profiltiefe liegt ab hier für den restlichen Verlauf des Fließes durchgängig bei 60 cm, die Breite bei ca. 6,5 m und die Mittelwassertiefe beträgt ca. 20 cm. Zu Beginn des Abschnittes ist, bedingt durch Prallbäume, noch mäßige Breitenvarianz ausgebildet, die im Verlauf des Gewässerabschnittes jedoch abnimmt. Ab Fließmeter 250 hat das Fließ für den Rest seines Verlaufs nur noch geringe Tiefenvarianz. An den Stellen, an denen aufgrund der nur schmalen und lückigen Gehölzgalerie am linkseitigen Westufer das Fließ nicht völlig beschattet ist, gibt es einzelne Bestände emerser Makrophyten (s.u.), die aber einen wesentlich geringeren Deckungsgrad haben als in Fließabschnitt I.

IV) Der vierte Abschnitt beginnt unmittelbar unterhalb der für den oberen Teil des Gewässers offensichtlich als Erosionsbasis wirkenden Engstelle bei der Brücke am Forsthaus (Fließmeter 425). Er hat auf seinen 50 m Länge ein etwas erhöhtes Gefälle von 0,034 % und eine dementsprechend höhere mittlere Strömungsgeschwindigkeit von ca. 0,06 m/s bei Mittelwasserabfluß. Das Gewässer verläuft hier gestreckt und hat eine unbedeckte Sandsohle. Nur an den Uferbereichen gibt es eine dünne Auflage aus feinpartikulärem organischem Material (FPOM). Auf der Sohle finden sich auch hier Fallholzansammlungen. Im Verlauf des Abschnittes wird die Strömung wieder merklich geringer. Einzelne, für den restlichen Fließverlauf nicht mehr so dicht stehende Erlen, bilden Erlensporne und verursachen Uferausbuchtungen. Die Gewässerbreite schwankt zwischen 5 und 8 m bei einer verhältnismäßig geringen Mittelwassertiefe von ca. 0,15 m.

V) Der längste Abschnitt von Fließmeter 475 bis 1200 kann auf der flachen Talsohle des unteren Talbeckens frei mäandrieren. Es ergibt sich eine für Flachlandgewässer typische ungleichförmige mäandrierende Linienführung. Im Bereich der dauerhaft vernäbten und dauerhaft überstauten Talsohle zwischen Fließmeter 800 und 950 kommt es vereinzelt zu Schlingenbildungen mit Abschnürungen von 'Altwassern'. Aus der Analyse der aktuellen Topographischen Karte im Maßstab 1:10 000 ergeben sich für den määnderartig fließenden Gewässerabschnitt die in Tabelle 2 aufgeführten Parameter der Krümmungsgeometrie.

Die mittlere Breite ist gleichbleibend bei ca. 5,5 m, die Mittelwassertiefe bei 0,2 m. Eine Ausnahme bildet der dauerhaft überstaute Bereich der Talsohle, in dem sich ein

Erlenbültensumpf ausgebildet hat. Dort besitzt das Gewässer keine eindeutige Uferlinie und dementsprechend eine sehr große Breitenvarianz. Die in diesem Gewässerabschnitt verhältnismäßig häufigen Sturzbäume sind fast ausschließlich Birken, während die Ufergehölze zu über 90 % Erlen sind. Die durchgängig noch jungen Erlen liefern lediglich Fallholz, welches die häufigste besondere Laufstruktur in allen Gewässerabschnitten ist.

Tabelle 2: Parameter der Krümmungsgeometrie im mäanderartig fließenden Abschnitt des Melangfließes von Fließmeter 475 bis 1200. Es wurden insgesamt 12 Mäander ausgewertet.

	Mittelwert	Maximum	Minimum
Wellenlänge λ [m]	41,5	65	25
Amplitude A [m]	14,5	22	6
Windungsgrad	1,3		

VI) Im letzten Gewässerabschnitt von Fließmeter 1200 bis 1280 ist die Linienführung, bedingt durch den linksseitig an das Gewässer heranreichenden Talhang, geschwungen. Die Breite liegt gleichbleibend bei 5 m. Auf den letzten Fließmetern, an der Engstelle bei der Brücke am Campingplatz, ist die Sohle wieder eine Sandsohle mit einer dünnen Auflage an

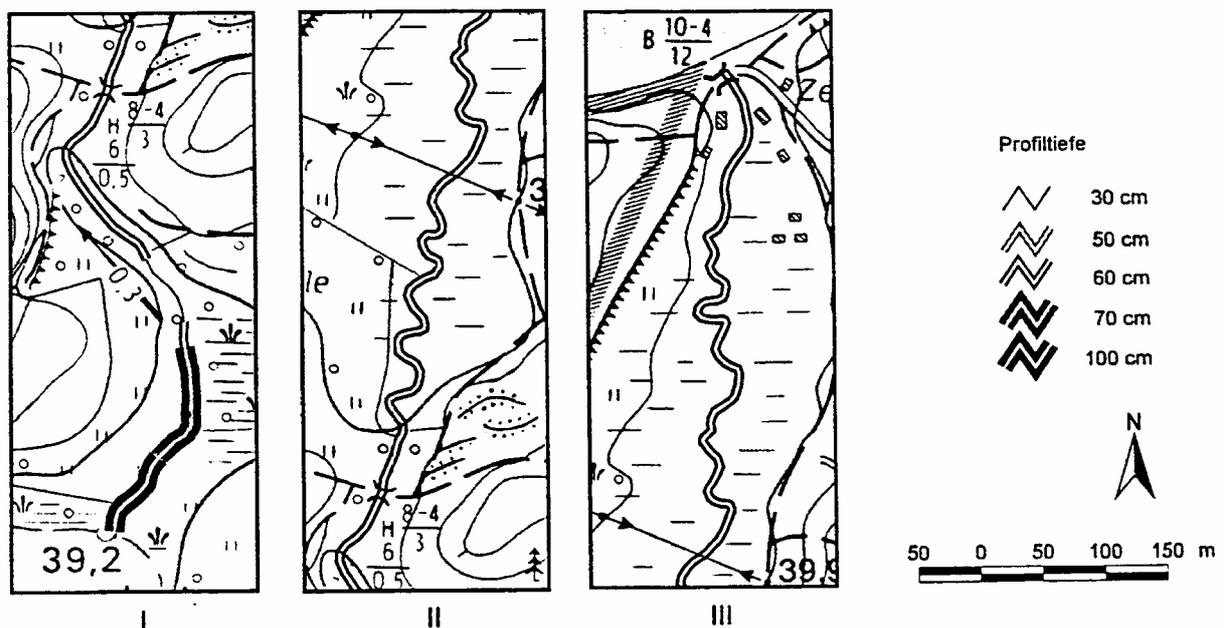


Abbildung 5: Profiltiefe des Melangfließes. Zur besseren Darstellung ist die Karte in die drei aufeinanderfolgenden Ausschnitte getrennt. Die Kartenausschnitte haben eine etwa 15 prozentige Überlappung. Zur Verdeutlichung der Umgebungssituation wurde der Grundriß der TK 10 als Hintergrund gewählt.

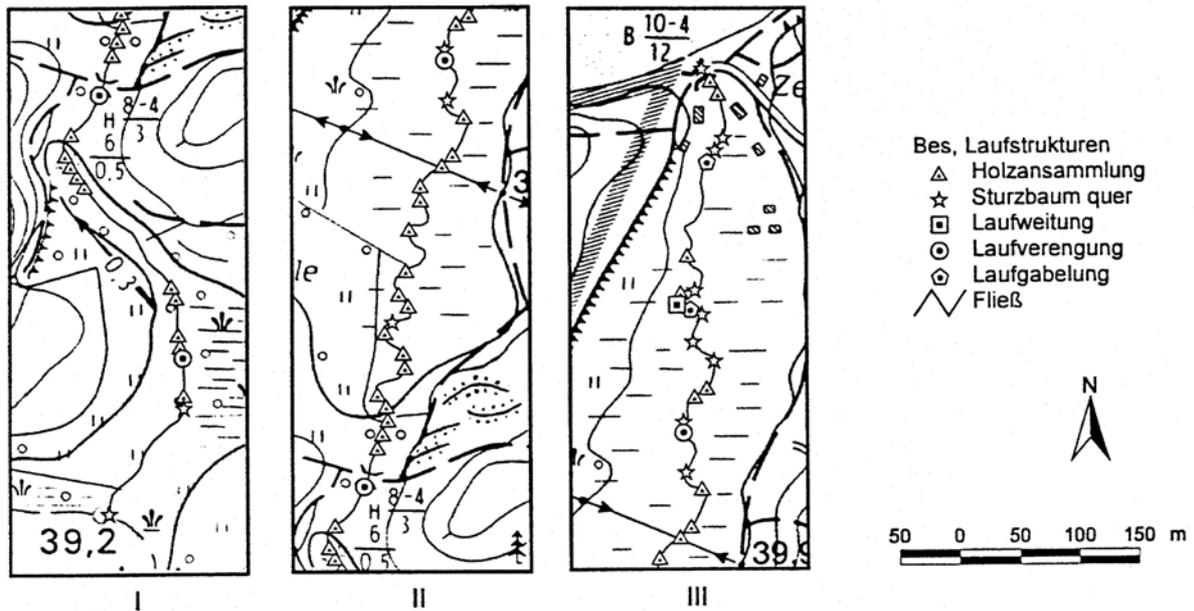


Abbildung 6: Besondere Laufstrukturen des Melangfließes. Zur besseren Darstellung ist die Karte in die drei aufeinanderfolgenden Ausschnitte getrennt. Die Kartenausschnitte haben eine etwa 15 prozentige Überlappung. Zur Verdeutlichung der Umgebungssituation wurde der Grundriß der TK 10 als Hintergrund gewählt.

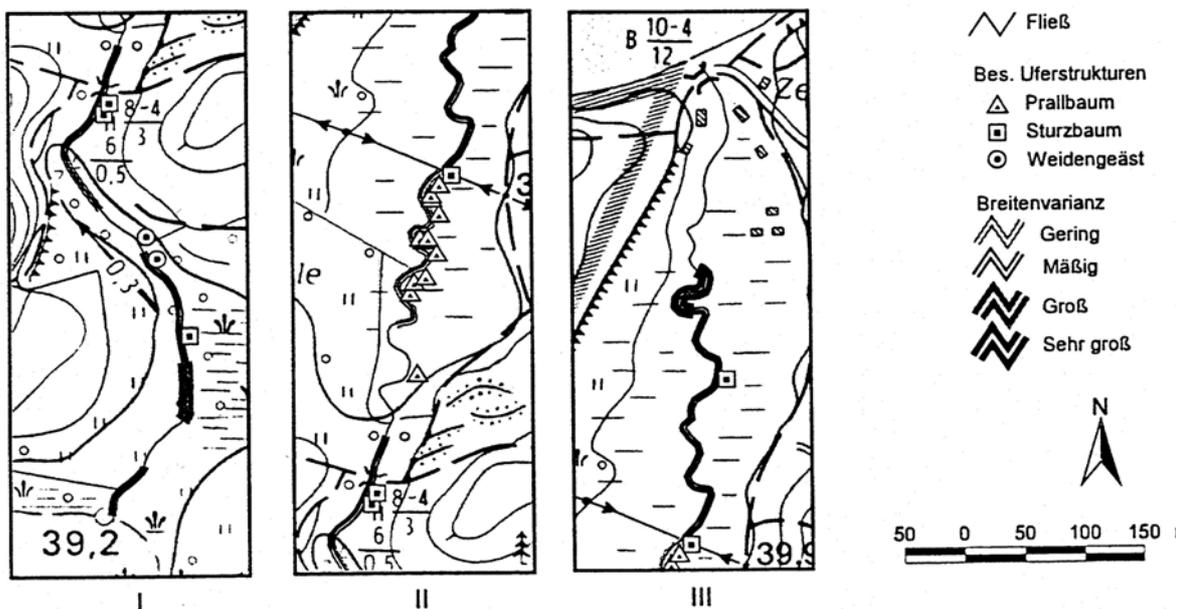


Abbildung 7: Besondere Uferstrukturen und Breitenvarianz des Melangfließes. Bei den Uferstrukturen sind Prallbäume im Abschnitt von Fließmeter 110 (FLM 110) bis Fließmeter 425 (FLM 425) nicht verzeichnet. Auf dieser Gewässerstrecke stehen durchgängig Prallbäume mit einem Abstand von nur 5 -10 Metern. Zur besseren Darstellung ist die Karte in die drei aufeinanderfolgenden Ausschnitte getrennt. Die Kartenausschnitte haben eine etwa 15 prozentige Überlappung. Zur Verdeutlichung der Umgebungssituation wurde der Grundriß der TK 10 als Hintergrund gewählt.

feinpartikulärem organischem Material (FPOM). Davor wird die Sohle dieses Abschnittes durch eine dicke Schlammschicht gebildet, unter der sich kein anorganisches Sediment sondieren läßt. Auch in diesem Abschnitt deuten rechtsseitig des jetzigen Gerinnes liegende Gerinnefragmente darauf hin, daß das Gewässer hier ursprünglich einen verzweigten Verlauf hatte.

Feinkartierung

Für die Feinkartierung wurden drei Gewässersegmente ausgewählt, die einen Großteil der im Melangfließ vorkommenden strukturellen Ausprägungen zeigen. Das Segment 'Mel1' ist typisch für die Fließstrecke II, 'Mel2' für die Fließstrecke V und 'Mel3' für die Fließstrecke III (s. Abb. 1). Der unmittelbare Seeabfluß (Fließstrecke I) und die beiden Engstellen (Fließstrecke IV und VI) sind durch die Feinkartierung bisher noch nicht erfaßt. Die unterschiedliche Länge der Segmente (siehe Abb. 10) resultiert aus den jeweiligen örtlichen Gegebenheiten, ist jedoch in jedem Falle ausreichend, um die typischen Strukturmerkmale zu umfassen. Den Zusammenhang zwischen Fließgewässer und Talform verdeutlicht Abbildung 8. Das Gewässersegment Mel1 ist typisch für einen Talbereich mit ebener Talsohle, während das Segment Mel3 typisch für den Muldentalabschnitt ist.

Der Bezug für die Ableitung der Querschnittsparameter bei der Feinkartierung ist die Wasseroberfläche bei mittlerem Niedrigwasserstand.

Die beiden Segmente Mel1 und Mel2 liegen in Bruchwaldbereichen mit verhältnismäßig weiter Talsohle und einer Niedrigwasserspiegellage, die nur wenige cm unter der Geländeoberkante liegt (siehe Abb. 8). Die Uferbäume haben hier völligen Kronenschluß. Das Segment Mel3 liegt im Muldentalabschnitt. Es hat rechtsseitig einen Erlensaum und einen angrenzenden Kiefernforst. Linksseitig gibt es nur fünf einzeln stehende Erlen, ansonsten reicht eine Wiese bis an die Hochstaudenflur des Ufers heran, in der Seggen dominieren. Vereinzelt stehen Bülden aus Seggen am linksseitigen Ufer im Wasser. Durch die Ausrichtung des Segmentes Mel3 von Südost nach Nordwest wird die Gewässersohle in den Nachmittagsstunden direkt durch die Sonne bestrahlt. Das Segment ist daher durch lichte Makrophytenbestände besiedelt (siehe Abb. 11).

Einfache Verteilungsmaße für die morphometrischen Parameter der Gewässerquerschnitte sind in Tabelle 3 aufgelistet. Die drei Gewässersegmente unterscheiden sich in ihrer Geometrie deutlich voneinander (s. Abb. 9).

Das Segment Mel1 hat deutlich größere mittlere Querschnittstiefen als die beiden anderen Gewässersegmente. Bereits die minimale mittlere Querschnittstiefe dieses Abschnittes liegt über den Mittelwerten der anderen Gewässersegmente. Der Mittelwert der Tiefen bei Mel1 ist deutlich höher als die Maximaltiefen von Mel2 und Mel3 (siehe Abb. 9). Der Unterschied in der Tiefenverteilung von Mel2 und Mel3 fällt geringer aus, dennoch ergeben die Vergleiche von Mittelwerten und Percentilen einen deutlichen Unterschied. Bei den Gewässerbreiten unterscheiden sich die drei Segmente vor allem in der Breitenvarianz. Die Spannweiten zwischen Minimum und Maximum nehmen in der Reihenfolge Mel1, Mel2, Mel3 ab. Die Mittelwerte der Breiten sind in den Segmenten verhältnismäßig ähnlich. Die durch die Breite und Tiefe bestimmten Querschnittsflächen variieren daher ähnlich wie die mittleren Tiefen. Die Schubspannungen entsprechen den mittleren Schubspannungen auf den Transekten.

Tabelle 3: Ausprägung ausgewählter Parameter der Querschnittsgeometrie an den drei typischen Segmenten des Melangfließes. T=Tiefe, B=Breite, A=Querschnittsfläche, R=Hydraulischer Radius, Tau=mittlere Schubspannung.

	mittl. T	max. T	B	B/T	A	R	Tau
	[m]	[m]	[m]		[m ²]	[m]	[N/m ²]
Mel1 N = 63							
Mittelwert	0,33	0,54	5,70	17,8	1,90	0,32	0,24
Standardabweichung	0,06	0,08	1,31	5,4	0,57	0,06	0,04
Minimum	0,19	0,38	2,47	8,0	0,68	0,18	0,14
Maximum	0,47	0,67	8,23	29,3	3,17	0,45	0,34
Mel2 N = 165							
Mittelwert	0,14	0,26	5,40	39,3	0,77	0,14	0,11
Standardabweichung	0,03	0,05	0,85	12,3	0,12	0,03	0,02
Minimum	0,10	0,16	3,96	20,9	0,54	0,09	0,07
Maximum	0,20	0,38	7,36	72,2	1,07	0,20	0,15
Mel3 N = 98							
Mittelwert	0,18	0,25	6,04	34,6	1,09	0,18	0,13
Standardabweichung	0,04	0,05	0,51	7,2	0,20	0,04	0,03
Minimum	0,13	0,18	5,00	19,8	0,74	0,13	0,09
Maximum	0,27	0,35	6,97	49,3	1,53	0,27	0,20

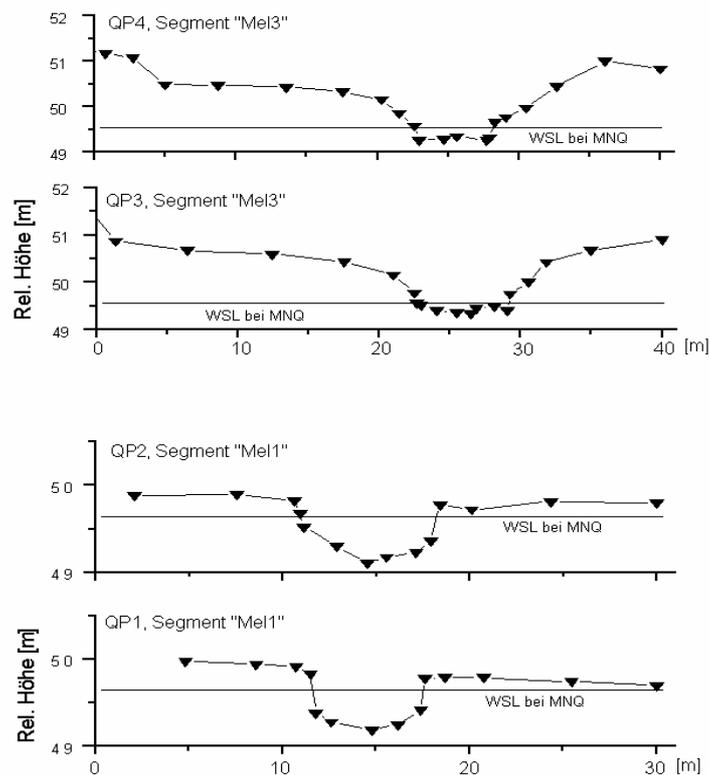


Abbildung 8: Querschnitte durch das Tal des Melangfließes an den Gewässersegmenten Mel1 und Mel3. Die Lauflängenzählung der Taltransekte (X-Achse) beginnt am linken Talrand. Die eingezeichnete Gerade entspricht der Wasserspiegellage (WSL) bei mittlerem Niedrigwasserabfluß (MNQ).

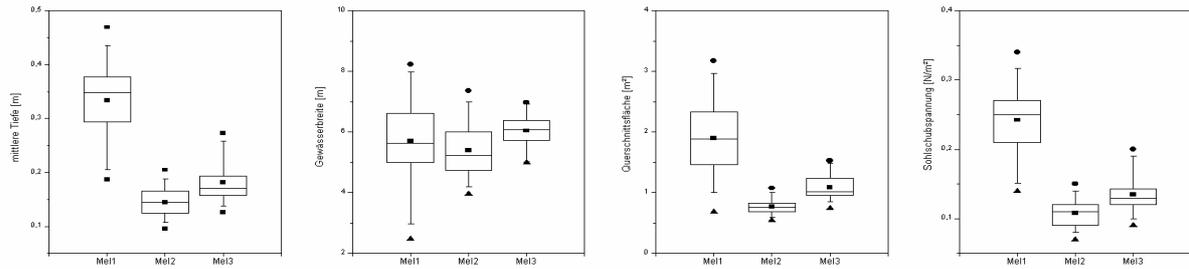


Abbildung 9: Vergleich der Verteilungen von Querschnittsparametern der drei Gewässersegmente Mel1, Mel2 und Mel3. Boxplots der mittleren Tiefen (links), Gewässerbreiten (Mitte links), Querschnittsflächen (Mitte rechts) und Schubspannungen (rechts) (Dreiecke: Minimum, Quadrate: Mittelwert, Kreise: Maximum, vertikale Linien: Standardabweichung, untere Begrenzung der Box: 25. Perzentil, Mittellinie: Median, obere Begrenzung: 75. Perzentil).

Die Aufsicht auf die drei Segmente in Abbildung 10 zeigt die unterschiedliche Form der Gewässersohle.

Das **Segment Mel1** besteht aus drei aufeinanderfolgenden Becken, deren tiefste Stellen durch relative Flachbereiche voneinander getrennt sind. Die Flachbereiche sind in Fließrichtung vor den durch Erlensporne verursachten Engstellen im unteren Teil der Becken angeordnet. Die Engstellen, an denen die beidseitig stehenden Erlen einen Schluß ihrer Wurzeln auf der Gewässersohle haben, sind als Rinnen ausgeprägt. Die Dreiecke in der Abbildung 9 markieren die Stellen der größten Tiefe auf den Querprofilen. Die Höhendifferenz zwischen den Becken und den Rinnen beträgt 10 bis 20 cm (siehe Abb. 10). Die Verbindung der größten Querprofilertiefen ergibt eine durchgängige Linie, die dem sichtbaren Verlauf des Stromstrichs im Segment entspricht. In den Buchten fällt die Sohle relativ schwach vom Ufer zur Gewässermitte ab, während an den Stellen, an denen die Erlen unmittelbar am Ufer stehen, die Sohle steil zur Gewässermitte hin abfällt.

Die Morphologie von **Segment Mel2** ist durch die mäanderförmige Linienführung bestimmt. Unmittelbar vor dem Segment Mel2 befindet sich ein weiterer Mäander, so daß das Segment unmittelbar nach einer Linksbiegung des Gewässers beginnt. Es bilden sich an den angeströmten Ufern schwache Tiefrippen mit einer für alle Rinnen gleichen maximalen Tiefe von 0,36 m. An den Flachstellen beträgt die Wassertiefe ungefähr 0,2 m. Nur an der ersten Windung bildet sich am rechten Ufer ein Prallhang mit relativ steil abfallender Gewässersohle aus. Eine Verbindung der größten Querprofilertiefen (in der Abbildung 10 markiert durch die Dreiecke) ergibt eine verhältnismäßig stetige Linie, die ebenfalls dem sichtbaren Stromstrich im Segment folgt. Es gibt keine ähnlich deutliche Verbindung zwischen den am Ufer stehenden Erlen und der Gewässertopographie wie in Segment Mel1. Lediglich in der Mitte des Mäanderbogens ist in der Folge eines Erlenspornes, der in den Stromstrich hineinragt, eine kleine Tiefrinne ausgebildet.

Das **Segment Mel3** besitzt eine gerade Linienführung ohne wesentliche Breitenvarianz. Das Segment ist durch zwei lichte Pflanzenbestände besiedelt (siehe Abb. 11). Im oberen Bestand siedelt überwiegend *Typha angustifolia*, durchsetzt mit *Carex elata* und vereinzelt *Berula erecta* nahe der Ufer (siehe Abb. 12). Vor und in diesem Pflanzenbestand ist die Tiefe des Gerinnes gleichmäßig gering mit kleineren, nicht die gesamte Gewässerbreite erfassenden Eintiefungen. Am Beginn dieses Bestandes bildet sich auf der Sohle eine schwach

ausgeprägte Querbänk. Abwärts des ersten Bestandes ist die Sohle auf einer Länge von 12 m über die gesamte Gewässerbreite deutlich tiefer. Hier siedeln ebenfalls in geringer Dichte *Typha angustifolia* und unmittelbar anschließend *Nymphaea alba* (siehe Abb. 11). Am rechten Ufer stehen Erlen und bilden Wurzelgeflechte aus. Einer der Bäume steht ca 0,3 m im Gewässerquerschnitt, hat also bereits bei Niedrigwasserstand einen landseitigen Umlauf. Die Morphologie der Gewässersohle ist in Mel3 allerdings nur eingeschränkt durch die Erlen bestimmt. Lediglich in drei Fällen zeigt sich eine Nachbarschaft von Gehölz und auf der Sohle schwach ausgebildeten Tiefrinnen. Am linken Ufer führen vier an der Wasserlinie stehende Büten von *Carex elata* zu Ufervorsprüngen. In diesem Segment ist kein durchgängiger, eindeutiger Stromstrich ausgebildet.

3.6.4 Diskussion

3.6.4.1 Gewässertypus

Mit einem Wasserspiegelgefälle von 0,0077 % im Durchschnitt und 0,034 % im Fließabschnitt IV, sowie der Höhenlage um die 39 m über NN entspricht das Melangfließ dem bei OTTO & BRAUKMANN (1983) charakterisierten Typus Tieflandbach. Es besitzt aber auf seiner nur 1280 m langen Fließstrecke sechs aufgrund ihrer strukturellen Ausstattung differenzierbare Fließabschnitte. Diese sehr kleinräumige Differenzierung ist durch sich überlagernde Einflüsse der Talform, der Grundwasserspiegellagen und lokaler historischer wasserbaulicher Maßnahmen bedingt. Ein kleinräumiger Wechsel von Aue-, Mulden- und sogar Kerbtalgewässern ist typisch für die eiszeitlich gebildeten Rinnentäler Ostbrandenburgs. Durch das nur geringe Gefälle kommt es zu verhältnismäßig weitreichenden Rückstauungen des Melangfließes und zur Ausbildung von flachgründigen kleinen Niedermooren. An den Stellen, an denen das Tal als Muldental ausgeprägt ist, sind die gewässernahen Hänge als Hangmoorkörper ausgebildet. Der größte Teil des Melangfließes verläuft in diesen Moorkörpern, so daß das Fließ hier typologisch den organischen Bächen zuzuordnen ist (TIMM & SOMMERHÄUSER 1993, MEHL et al. 1994). Der sehr kurze Durchbruch des Gewässers durch die Verengung zwischen den beiden Talbecken mit einem Gefälle von 0,034% ist in seiner strukturellen Ausstattung dagegen ein Sandbach.

Eine vergleichbare Abfolge von strukturell und damit auch ökologisch verschieden ausgestatteten Fließabschnitten auf verhältnismäßig engem Raum wird von MEHL & THIELE (1995) von Gewässern des Warnowsystems aus Mecklenburg-Vorpommern berichtet. Allerdings sind die dort geschilderten Fließstrecken, entsprechend der größeren Ordnungszahlen der Gewässer, um Größenordnungen länger. Das Melangfließ bestätigt jedoch die von MEHL & THIELE (1995) geschilderten Probleme bei der Einordnung von Fließgewässern des nordostdeutschen Flachlandes in gängige Typologiekonzepte, bei denen das Längskontinuum der Gewässer große Bedeutung hat (OTTO & BRAUKMANN 1983, FORSCHUNGSGRUPPE FLIESSGEWÄSSER 1993).

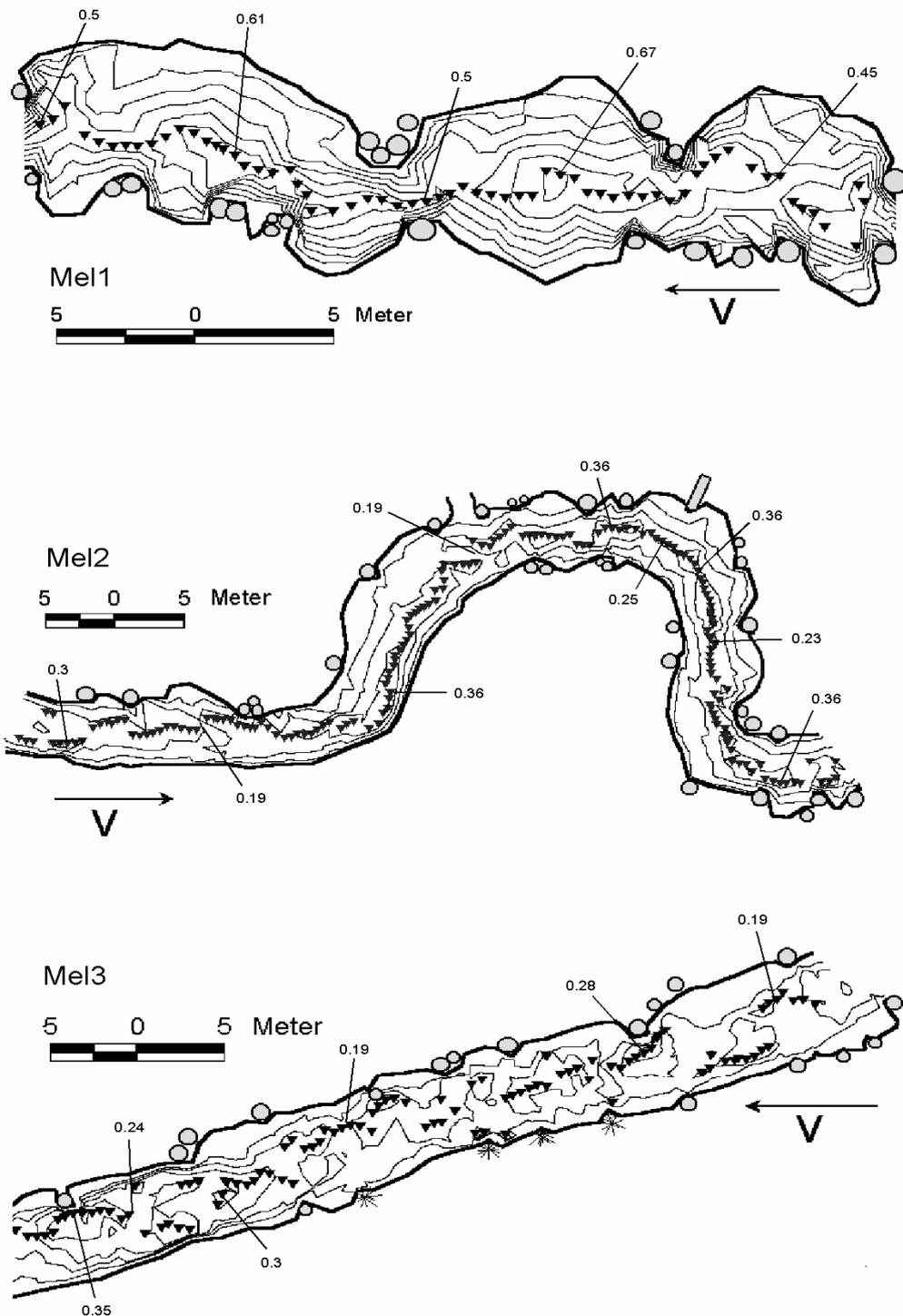


Abbildung 10: Die feinkartierten Gewässersegmente in der Aufsicht. Die stärkere Linie entspricht dem Ufer bei Niedrigwasserstand. Die feiner gezeichneten Linien sind Linien gleicher Höhe mit einer Höhendifferenz von 10 cm. Die Dreiecke markieren die Stellen größter Querschnittstiefe; die Zahlen entsprechen den Gewässertiefen exemplarischer Flach- und Tiefstellen in Metern. Die Lage von unmittelbar am Gewässer stehenden Ufergehölzen ist durch die grauen Kreise markiert. Die Pfeile geben die jeweilige Fließrichtung an.

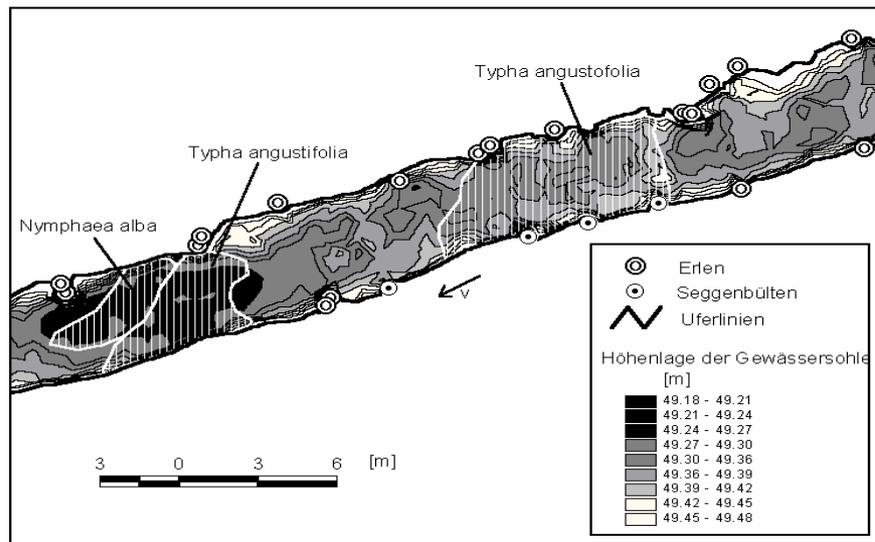


Abbildung 11: Ausdehnung der Makrophytenbestände im Segment Mel3.

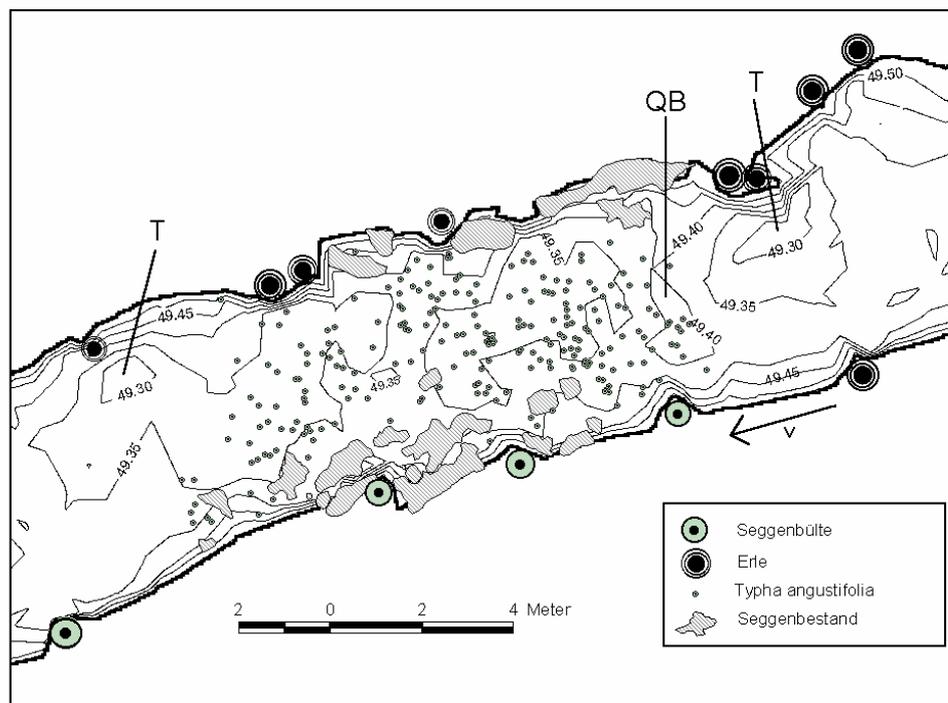


Abbildung 12: Detailansicht des oberen Makrophytenbestandes im Segment Mel3 (T = Tiefgraben, QB = eine schwach ausgeprägte Querbank). Die Zahlen entsprechen der Höhe der Höhenlinien im lokalen Koordinatensystem in Metern. Die dickeren schwarzen Linien markieren die Wasserlinie an den Ufern bei MNQ. Die Fließrichtung ist durch den Pfeil angegeben.

3.6.4.2 Gerinnemorphologie

Eine entscheidende Größe für die Morphologie von Bächen ist der bordvolle Abfluß. Er ist definiert als der Abfluß, bei dem das Gewässer aus dem eigentlichen Gerinne heraustritt und ein Teil des Abflusses in der Aue erfolgt (LEOPOLD et al. 1964). Aus der Abbildung 9 wird ersichtlich, daß bei einem Wasserstand von ca. 15 cm über dem mittleren Niedrigwasserstand (MNQ), das Gewässer beim Segment Mel1 in die Aue fließt. Beobachtungen ergaben, daß dieses Überborden des Gewässers bei einem Pegelstand von ca. 68 cm am Pegel *Forsthaus Grubenmühle* erfolgt. Aus der Wasserstands-Abfluß-Beziehung des Pegels ergibt sich demnach ein bordvoller Abfluß von 160 l/s. Diese Angabe ist allerdings mit einer Unschärfe von ca. ± 60 l/s belastet, da die derzeit verfügbare Wasserstands-Abfluß-Beziehung des Pegels eine sehr große Streuung bei den verfügbaren Meßwerten aufweist, die vermutlich in Veränderungen des Pegelumfeldes während der letzten Jahre begründet ist. Ein bordvoller Abfluß von 160 l/s liegt unter dem langjährig beobachteten HQ (s. Abb. 3) und wird ca 3-4 mal pro Jahr überschritten. Diese Häufigkeit liegt über den von NADOLNY (1994) für naturnahe Heidebäche berichteten Häufigkeiten von 1-2 mal pro Jahr, ist aber durch das hoch anstehende Grundwasser auf der organischen Talsohle und das sehr geringe Gefälle des Gewässers zu erklären.

Die Linienführung des Gewässers wird in den Fließabschnitten III, IV und VI von der hier als Muldental ausgeprägten Talform determiniert, während die Fließabschnitte I, II und V in einem aufgeweiteten Talbereich verlaufen. Entgegen den bei dieser offenen Talform für organische Bäche zu erwartenden Mäandern (LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN 1996) ist die Linienführung in Fließabschnitt I und II nur leicht geschwungen bzw. geradlinig. In Abschnitt II ist dies auf einen, etwa um die Jahrhundertwende erfolgten Mäanderdurchstich zurückzuführen. Diese historische wasserbauliche Maßnahme wird außer durch die Interpretation historischer Karten auch durch die relative Höhenlage des Segmentes Mel3, einige cm über dem tiefsten Punkt der Talsohle, belegt (siehe Abb. 9). Ob die leicht geschwungene Linienführung im Abschnitt I ebenfalls durch historische wasserbauliche Maßnahmen bedingt ist, oder dies für in der Verlandung befindliche Seeabflüsse mit Röhricht im Uferbereich ein natürlicher Zustand ist, kann derzeit nicht geklärt werden. Die im Fließabschnitt V auftretenden Mäander entsprechen in ihren Dimensionen den von NADOLNY (1994) in Sandbächen der Nordheide gemessenen Werten. Über naturnahe Flachlandbäche mit organischer Sohle gibt es keine detaillierten Untersuchungen zur Linienführung. Durch die mäandrierende Linienführung initiiert, ergibt sich in Fließabschnitt V eine schwach ausgeprägte Varianz der Wassertiefe. Relative Flachstellen mit divergierender Strömung finden sich im Bereich der Wendepunkte der Mäander, während an den Außenkrümmungen der Mäanderbögen tiefere Kolke mit leicht konvergenter Strömung auftreten. Diese Längszonierung ist analog der Zonierung in 'Riffles' und 'Pools', wie sie in mäandrierenden Bächen mit kiesiger Sohle ausgeprägt ist (RICHARDS 1976). Anders als in diesen Gewässern gibt es aber kaum Krümmungserosion oder Längsbänke, was die geringe Morphodynamik des Melangfließes anzeigt.

Die Profiltiefe des Melangfließes liegt mit durchschnittlich 0,6 m in dem für Flachlandbäche als natürlich beschriebenen Bereich von 0,5 bis 1 m (NADOLNY 1994, FORSCHUNGS-GRUPPE FLIESSGEWÄSSER 1993).

Durch die Möglichkeit mittels GIS aus den Modellen der Gerinneform die Verteilungen der Querschnittsparameter zu ermitteln, ergeben sich detaillierte statistische Beschreibungen der Segmente. Vergleichbare detaillierte Beschreibungen finden sich in der verfügbaren Literatur

leider nicht. Nur NADOLNY (1994) gibt Mittelwerte für Querschnittsparameter von Niederungsbächen der Geest an. Die von NADOLNY (1994) genannten Parameter sind als Leitbild, d. h. generalisierter, naturnaher Zustand gedacht und dementsprechend mit großen Spannbreiten versehen. Die morphologischen Kennwerte des Melangfließes liegen innerhalb dieser, allerdings sehr weit gefaßten, Spannbreiten.

Die ausgesprochen geringen gemessenen Sohlschubspannungen entsprechen der Ausbildung des Fließes als Sedimentationsstrecke. Offensichtlich sind diese im Bereich des bisher noch nicht vermessenen Durchbruchs (Fließabschnitt IV) allerdings hoch genug, um Fallaub zu transportieren und die Sedimentation von FPOM auf der sandigen Gewässersohle zu verhindern. Genauere Untersuchungen zur Hydrodynamik des Melangfließes werden derzeit vorgenommen.

3.6.4.3 Morphologisch wirksame Strukturen

Ein bedeutender, auch die Morphologie des Gewässer beeinflussender Faktor ist die historische und aktuelle fischereiwirtschaftliche Nutzung des Melangsees und des in der Fließstrecke noch davor liegenden Staubereiches als Fischzuchtbecken. Der aus dieser Nutzung resultierende polytrophe Zustand des Melangsees (NIXDORF & KLEEBERG 1996, DENEKE in diesem Heft) dominiert die Ökologie des Fließes (SCHMITT 1997). Die **Plankton- und Sestonfrachten**, die aus dem See in das Fließ getragen werden, sedimentieren und führen zur Aufhöhung der organischen Gewässersohle. Zusammen mit dem nur unvollständig abgebauten Fallaub der Ufergehölze bilden diese Sedimente die sehr lockere organische Sohle. Derzeit noch ungeklärt, aber sicherlich von großer Bedeutung für die morphologischen Differenzierungen der Gewässersohle, sind Unterschiede in der Beschaffenheit der schlammigen Sedimente, wie Dichte, Zähigkeiten, und Kohäsion im Längs- und Querschnitt des Gewässers. Ebenso unklar ist die gegenseitige Beeinflussung zwischen diesen Schlammcharakteristika und der kleinräumig differenzierten, sohlennahen Strömung. Zu beobachten ist, daß in Tiefrippen der Schlamm überwiegend aus lockeren und relativ großen Partikeln besteht, die bei Turbulenzen schneller resuspendiert werden als die Schlämme in den Uferbuchten. In diesen Uferbuchten ist periodisch mit bloßem Auge ein biologischer, die Schlämme überziehender, Film sichtbar. Stichproben ergaben hohe Dichten an sessilen Ciliaten der Gattung *Vorticella* oder an Purpurbakterien in diesen Überzügen. Die biologische Konditionierung der Schlämme hat demnach einen Einfluß auf die Stabilität und die Form der Gerinnesohle.

Die dominierende Wirkung der **Ufergehölze** zeigt das Segment Mell mit seiner deutlichen längszonalen Gliederung. In den anderen Fließabschnitten gibt es keine so stark ausgeprägten Engstellen, so daß hier solche, durch Ufergehölze verursachten Folgestrukturen, nur in abgeschwächter Form auftreten. Ähnliche Zusammenhänge zwischen Ufergehölzen und struktureller Differenzierung sind vielfach für Gewässer des Flachlandes dokumentiert (TIMM & SOMMERHÄUSER 1993, NADOLNY 1994, MUTZ et al. 1995), wengleich sich dies meist auf sandgeprägte Gewässer mit vergleichsweise geringen organischen Auflagen bezieht.

Totholz ist morphologisch am Melangfließ zumeist nur in Form von Fallholz wirksam, das fast ausschließlich aus dünneren Ästen und Zweigen besteht. Sturzbäume, welche in natürlichen, sandgeprägten Flachlandfließgewässern die Linienführung bestimmen (OTTO 1991) sind am Melangfließ kaum wirksam. Die wenigen Sturzbäume sind ausnahmslos

Birken. Dies ist auf das teilweise noch geringe Alter der Erlen zurückzuführen, deutet aber auch auf eine Beräumung des Fließes von Sturzbäumen und eine Auslichtung alter Erlen der Ufergalerie in den vergangenen Jahrzehnten hin. Zu beobachten ist die Wirkung der Fallholzansammlungen vor allem im Herbst, wenn sich an den Ästen und Zweigen, die in die Strömung ragen, Falllaubansammlungen bilden. In der Umgebung solcher Ansammlungen kommt es zu Erosionen auf der Gewässersohle. Ein Großteil des Fallholzes versinkt in der weichen organischen Sohle. Es ist damit nicht unmittelbar an der Gewässersohle wirksam, erhöht aber sicherlich die Stabilität der Sohle.

Ein weiteres wirksames morphologisches Element des Melangfließes sind die **Makrophytenbestände**. Zu der morphologischen Situation in Fließabschnitt I mit den stark ausgeprägten Röhrichtbeständen gibt es leider noch keine detaillierte Feinkartierung. Die in diesem Fließabschnitt bei der Grobkartierung beobachtete Sohlaufhöhung steht in Übereinstimmung mit einer dokumentierten Erhöhung der Sedimentation in Beständen von Wasserpflanzen (GREGG & ROSE 1982, JORGA et al. 1982, HENDRICKS & WHITE 1988). Die Sohlentopographie des feinkartierten Segmentes Mel3, wo zu Beginn des sehr lichten Makrophytenbestandes eine Querbank über die Sohle verläuft, weist ebenfalls auf eine erhöhte Sedimentation in Verbindung mit Makrophyten hin. Ich vermute, daß die Bildung der Querbank an dieser Stelle auf die Fängigkeit des Makrophytenbestandes für Fallaub zurückzuführen ist.

An den vernähten organischen Ufern gibt es vereinzelt Wildschweinsuhlen, die darauf hindeuten, daß das **Schwarzwild** erheblich zur Ausbildung flacher Ufer am Melangfließ beiträgt.

3.6.4.4 Historie und Naturnähe

Obwohl das Melangfließ auf den ersten Blick, durch seinen relativen Strukturreichtum als morphologisch naturnah erscheint, ergibt die Analyse der für eine Gewässerentwicklung jungen Periode von ca. 50 - 150 Jahren, daß das Gewässer zumindest teilweise erheblich anthropogen überformt ist. Leider muß die Kenntnis über die historischen Eingriffe lückenhaft und zu einem großen Teil auf Indizien gestützt bleiben. Das Beispiel des Fließabschnittes II mit dem feinkartierten Segment Mel1 zeigt aber sehr deutlich, wie unnatürliche, morphologische Verhältnisse durch Ufergehölze stabilisiert werden können. Vermutlich wurde der vor mindestens 70 Jahren gegrabene Mäanderdurchstich erheblich schmaler und tiefer angelegt, als es den natürlichen Verhältnissen entspricht. Ob der Abschnitt im Laufe seiner weiteren Eigenentwicklung, nach dem Absterben der das Gewässer hier verengenden Erlen, natürlichere Profildimensionen erreichen wird, ist unklar. Der Abschnitt ist sehr strukturreich und zunächst nicht als künstliches Gerinne erkennbar. Dies zeigt auch die Problematik bei der Vorgabe von 'Natürlichkeit' als praktikable Leitbildvorstellung für die kleinen Fließgewässer Brandenburgs (DVWK 1996). Heute noch verfügbare naturnah erscheinende Referenzgewässer werden häufig nur Rückentwicklungs- oder Degradationsstadien von ehemals unnatürlichen Situationen sein und maximaler Strukturreichtum ist nicht unbedingt gleichbedeutend mit Naturnähe. Dies gilt insbesondere für die Gewässer des nordostdeutschen Flachlandes mit geringem hydraulischem Potential, wo die morphologische Eigenentwicklung sehr stark von der nur langsam ablaufenden Entwicklung der Gehölzvegetation dominiert wird (OTTO 1991). Es ergibt sich daraus der dringende Bedarf an Kenntnissen über die Richtung und die Dynamik von

Entwicklungsprozessen der Gewässermorphologie in kleinen Fließgewässern des Flachlandes.

Danksagung

Herr Brede und Frau Tann führten den größten Teil der Vermessungsarbeiten im Gelände durch. Herrn Wolburg danke ich für die Unterstützung bei den Geländearbeiten und das unermüdete Ausharren auch bei stärksten Stechmückenattacken.

3.6.5 Literatur

- DVWK (1996): Fluß und Landschaft - Ökologische Entwicklungskonzepte. In: Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. (Hrsg.), DVWK-Merkblätter 240, Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn.
- FORSCHUNGSGRUPPE FLIESSGEWÄSSER (1993): Fließgewässertypologie: Ergebnisse interdisziplinärer Studien an naturnahen Fließgewässern und Auen in Baden-Württemberg mit Schwerpunkt Buntsandstein-Odenwald und Oberrheinebene. Ecomed, Landsberg am Lech.
- GREGG, W. W. & ROSE, F. L. (1982): The effects of aquatic macrophytes on the stream microenvironment. *Aquat. Bot.* 14: 309-324.
- HENDRIKS, S. P. & WHITE, D. S. (1988): Hummocking by lotic Chara: Observations on alternations of hyporheic temperature patterns. *Aquat. Bot.* 31: 13-22.
- JORGA, W., LUDEWIG, K. & WEISE, G. (1982): Möglichkeiten eines gezielten Einsatzes von Wasserpflanzen zur Verbesserung der Wassergüte unter dem Aspekt des ingenieurbioologischen Wasserbaues. *Limnologica* 14: 167-181.
- LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (Hrsg.) (1996): Naturraum-spezifische Leitbilder für kleine und mittelgroße Fließgewässer in der freien Landschaft. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen.
- LAWA (Hrsg.) (1994): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland, Verfahrensvorschlag für kleine und mittelgroße Fließgewässer der freien Landschaft. Mainz.
- LEOPOLD, L. B., WOLMAN, M. G. & MILLER, J. P. (1964): Fluvial processes in geomorphology. A series of books in geology, W.H. Freeman & Co, San Fransisco.
- LIEBETRAU, U. (1971): Die Entwicklung der Abflußverhältnisse im Jungmoränengebiet zwischen dem Baruther und dem Berliner Urstromtal in den Bezirken Frankfurt/O und Cottbus. Dissertation Humboldt Universität Berlin.
- MEHL, D., THIELE, V. & BERLIN, A. (1994): Das Warnowgebiet - ein physiographischer und landschaftshistorischer Abriß. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern 2: 3-32.
- MEHL, D. & THIELE, V. (1995): Die ökologische Bewertung von Fließgewässern auf der Basis der Standorttypie - eine Einführung. *Nachr. entomol. Ver. Apollo (Suppl.)* 15: 3-18.
- MUTZ, M., PUSCH, M. H. E. & KROLL, H. (1995): Gewässerstrukturerhebungen an Fließgewässern des brandenburgischen Flachlandes auf der Grundlage des Methodenentwurfs der LAWA AG O zur Gewässerstrukturgütekartierung. Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 1995 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie.

- NADOLNY, I. (1994): Morphologie und Hydrologie naturnaher Flachlandbäche unter gewässertypologischen Gesichtspunkten. Mitteilungen des Institutes für Wasserbau und Kulturtechnik Heft 189, Universität Karlsruhe, Karlsruhe.
- NIXDORF, B. & KLEEBERG, A. (Hrsg.) (1996): Gewässerreport Scharmützelseegebiet - Teil II. BTUC-AR 2/96.
- OTTO, A. (1991): Grundlagen der morphologischen Typologie der Bäche. Mitteilungen des Institutes für Wasserbau und Kulturtechnik, Heft 180, Universität Karlsruhe, Karlsruhe.
- OTTO, A. & BRAUKMANN, U. (1983): Gewässertypologie im ländlichen Raum. Schriftenreihe des Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A: Angewandte Wissenschaft Heft 288, Münster-Hiltrup.
- RICHARDS, K. S. (1976): The morphology of riffle-pool sequences. *Earth Surface Processes* 1: 71-88.
- SCAMONI, A. (1962): Die Wälder der Moore und Niederungen in Brandenburg. *Märkische Heimat* 6 (3): 215-222.
- SCHMITT, M. (1997): Verfrachtung und Retention von Seston und dem phytoplanktischen Anteil am partikulären organischen Material (POM) in einem kleinen Flachlandfließgewässer in Brandenburg. In: Retention von suspendiertem partikulärem organischem Material in kleinen Fließgewässern. BTUC-AR 1/97.
- SCHOLZ, E. (1962): Die naturräumliche Gliederung Brandenburgs. *Märkische Heimat* 6: 1-4.
- TIMM, T. & SOMMERHÄUSER, M. (1993): Bachtypen im Naturraum Niederrheinische Sandplatten - Ein Beitrag zur Typologie der Fließgewässer des Tieflandes. *Limnologica* 23 (4): 381-394.
- TIMM, T., PODRAZA, P. & SOMMERHÄUSER, M. (1995): Typologie der Fließgewässer des Elbe-Einzugsgebietes (Vorphase). Schlußbericht zum Forschungsauftrag des Bundesministeriums für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie. Institut für Ökologie, Abt. Hydrobiologie, Universität GH Essen.