



Bayerisches Landesamt
für Wasserwirtschaft

A large, stylized blue graphic that resembles a map of a lake or a series of connected water bodies, with a jagged, irregular edge. It is positioned diagonally across the lower half of the page.

**Bedingungen für Auftreten
toxinbildender Blaualgen
(Cyanobakterien) in
bayerischen Seen und
anderen stehenden Gewässern**

Materialien Nr. 113 (Juli 2004)

Herausgeber: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Lazarettstraße 67, D-80636 München,
eine Behörde im Geschäftsbereich des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt,
Gesundheit und Verbraucherschutz

Autoren: Dr. Katrin Teubner, Österreichische Akademie der Wissenschaften; Dr. Harald Morscheid, LfW;
Dr. Monica Tolotti, Universität Innsbruck; Mag. Sonja Greisberger, Österreichische Akademie
der Wissenschaften; Dr. Heike Morscheid, freie Biologin; Dr. Veronika Kucklentz, LfW

Vervielfältigung und Wiedergabe – auch auszugsweise – nur mit Genehmigung des Herausgebers

Vorwort

Neben den Bergen prägen besonders die vielen Seen die bayerische Landschaft. Sie sind Anziehungspunkte für Erholungssuchende und müssen vielfältigen Nutzungen gerecht werden. Für ihre Reinhaltung wurden in Bayern in den letzten Jahrzehnten enorme Anstrengungen unternommen. Insbesondere die großen, natürlichen Seen konnten durch konsequente Nährstofffernhaltung (z.B. Ringkanalisationen) in einen zumindest mesotrophen Zustand zurückgeführt werden.

Dennoch ist eine Nutzung vor allem der kleineren Gewässer nicht immer uneingeschränkt möglich. In den letzten Jahren haben wissenschaftliche Untersuchungen unter anderem des Umweltbundesamtes eine mögliche Gefährdung der Bevölkerung durch Blaualgentoxine aufgezeigt. In der Folgezeit mussten einige beliebte Badegewässer wegen Massenentwicklungen von Blaualgen zeitweise geschlossen werden.

Das plötzliche Auftreten von Blüten dieser zu den Bakterien gehörenden Organismen (Cyanobakterien) gibt jedoch noch Rätsel auf. Zwar sind die wichtigsten wachstumsfördernden Faktoren bekannt, aber über deren Zusammenspiel, das für eine Massenentwicklung ausschlaggebend ist, wusste man bisher nur sehr wenig. Unerklärlich war auch das Auftreten der Burgunderblutalge (*Planktothrix rubescens*) in den tieferen Bereichen der großen, nährstoffarmen Seen.

Die vorliegende Untersuchung hatte zum Ziel, die Ursachen des massiven Auftretens von Blaualgen in vier in Bayern häufig vorkommenden Gewässertypen aufzuklären. Dabei wurden Ammersee, Altmühlsee, Klostersee und Bergknappweiher auf ihre Planktonzusammensetzung und deren steuernde Faktoren untersucht.

Die Ergebnisse des Forschungsvorhabens ermöglichen der bayerischen Wasserwirtschaft

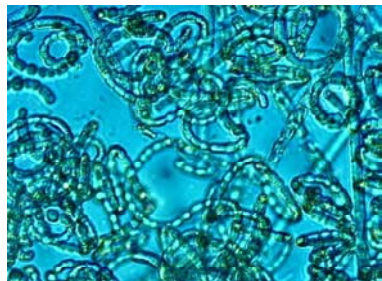
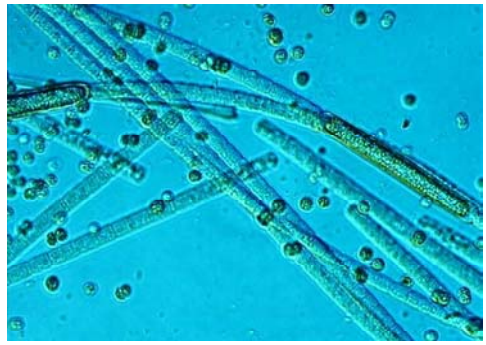
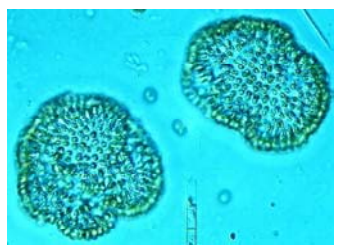
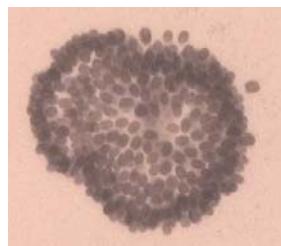
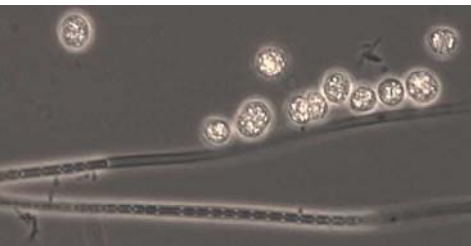
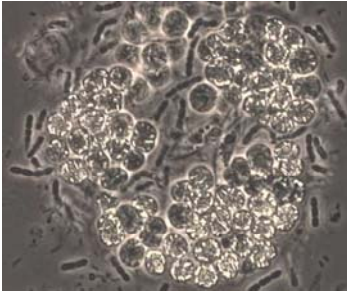
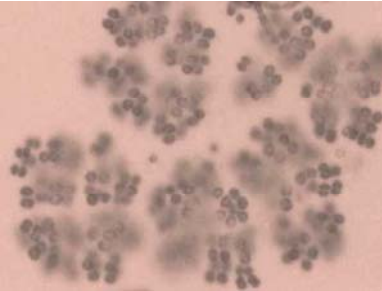
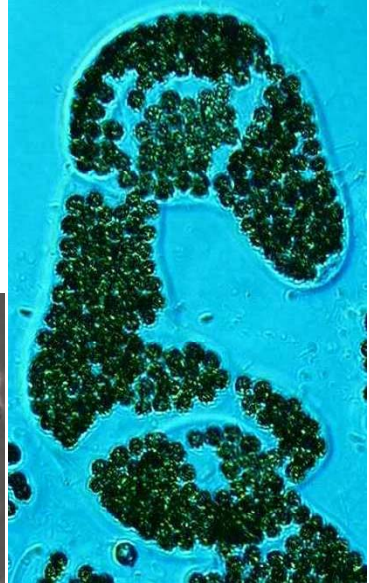
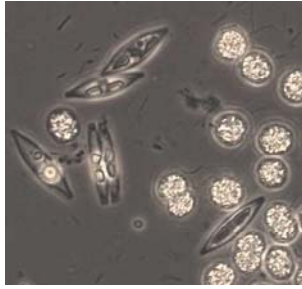
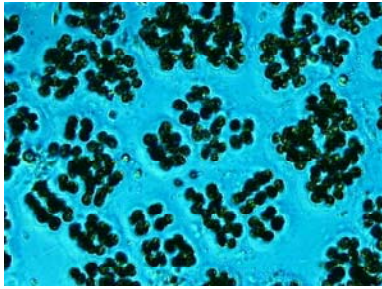
- ein frühzeitiges Erkennen wahrscheinlicher Blaualgenentwicklungen,
- Blaualgengewässer verschiedenen Typen zuzuordnen und darauf aufbauend
- eine Abschätzung der Wirksamkeit von Gegenmaßnahmen.

Mit der vorliegenden Arbeit werden viele bestehende Wissenslücken geschlossen, wichtige bereits vorhandene wissenschaftliche Ergebnisse zu diesem Thema zusammengefasst und der wasserwirtschaftlichen Praxis zugänglich gemacht.

Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft
München, im Juli 2004



Prof. Dr. Ing. A. Göttle
Präsident



Inhaltsverzeichnis

1. EINLEITUNG	3
Das Phänomen der Massenentwicklungen von Cyanobakterien in Gewässern	
2. METHODEN	7
2.1. Die untersuchten Gewässer	7
2.2. Daten für den Vergleich mit anderen Gewässern	7
2.3. Probennahme Ammersee, Bergknappweiher, Klostersee und Altmühlsee	8
2.4. Quantitative und qualitative Erfassung von Phyto- und Zooplankton	9
2.5. Ausgewählte Aspekte zu physikalisch-chemischen Parametern	11
2.6. Statistische Methoden	14
2.6. Grafische Methoden	14
3. ERGEBNISSE und DISKUSSION	16
Die Ursachen der Cyanobakterienentwicklung in den bayerischen Gewässern	
3.1. Die Limnologie der untersuchten Gewässer und die Präferenzbedingungen für Massenentwicklungen von Cyanobakterien	16
3.1.1. Die Limnologie der Gewässer mit Cyanobakterien	17
3.1.2. Die Chlorophyll-Nährstoffrelationen bei Massenentwicklungen von Cyanobakterien	21
3.1.3. Die Proportionen zwischen den drei Nährstoffen N, P und Si in blualgendominierten Gewässern	25
3.2. Die Dominanz der Cyanobakterien in den Planktongemeinschaften	28
3.2.1. Die Zusammensetzung des Phytoplanktons	28
3.2.1.1. Das Artenspektrum im Ammersee	32
3.2.1.2. Quantitative Aspekte und Tiefenverteilung im Ammersee	34
3.2.1.3. Das Artenspektrum im Bergknappweiher	39
3.2.1.4. Quantitative Aspekte im Bergknappweiher	40
3.2.1.5. Das Artenspektrum im Klostersee	42
3.2.1.6. Quantitative Aspekte im Klostersee	42
3.2.1.7. Das Artenspektrum im Altmühlsee	43
3.2.1.8. Quantitative Aspekte im Altmühlsee	44
3.2.2. Die Zusammensetzung des Zooplanktons	46
3.2.2.1. Das Artenspektrum in den vier Gewässern	47
3.2.2.2. Saisonale Abundanzen und Biomassen sowie die Tiefenverteilung dominanter Zooplankter im Ammersee	49
3.2.2.3. Saisonale Abundanzen und Biomassen im Bergknappweiher	53
3.2.2.4. Saisonale Abundanzen und Biomassen im Klostersee	56
3.2.2.5. Saisonale Abundanzen und Biomassen im Altmühlsee	57
3.3. Top-down Kontrolle durch das Zooplankton: Filtrierleistung in den vier Gewässern	60

3.4. Der Ammersee und das Tiefen-Chlorophyll-Maximum von <i>Planktothrix rubescens</i>	65
3.4.1. Vergleich der Langzeitentwicklung von <i>Planktothrix rubescens</i> im Ammersee und im Mondsee.	65
3.4.2. <i>Planktothrix rubescens</i> in den metalimnischen Wasserschichten: Welche Mächtigkeit erreichen die tiefen Chlorophyllmaxima im Ammersee?	72
3.4.3. Wie stabil entwickelt sich das Phytoplankton in den epilimnischen und metalimnischen Schichten?	79
3.4.4. Wie effizient wird der Phosphor von den Organismen im Epilimnion im Vergleich mit denen im Metalimnion genutzt?	87
4. ZUSAMMENFASSUNG Die grundlegenden Unterschiede bei der Cyanobakterienentwicklung in den vier bayerischen Gewässern	91
5. FAZIT	93
6. LITERATURVERZEICHNIS	95
7. DANKSAGUNG	100
8. VERZEICHNIS DER ABBILDUNGEN, TABELLEN UND FOTOTAFELN	101

1. EINLEITUNG

Das Phänomen der Massenentwicklungen von Cyanobakterien in Gewässern

Neben den Grünalgen dominieren die Cyanobakterien weltweit in nährstoffreichen Gewässern (u.a. Schreurs, 1992, Behrendt & Opitz, 1996). Das Cyanobakterienplankton wird dabei häufig durch eine Reihe potentieller Toxinbildner wie *Planktothrix* spp., *Aphanizomenon* spp., *Anabaena* spp., *Microcystis* spp. und *Cylindrospermopsis* spp. gebildet (Chorus & Bartram, 1999). Begleiterscheinungen bei Massenentwicklungen von Cyanobakterien, wie die Bildung von Toxinen und anderen geruchs- und geschmacksbeeinträchtigenden Stoffen, führen letztendlich zur Nutzungseinschränkung der Gewässer als Badegewässer, Trinkwasserreservoir oder Fischzuchtgewässer.

Es gibt wohl kaum eine photoautotrophe Organismengruppe, die so erfolgreich wie die Cyanobakterien extreme Standorte besiedeln kann: von der Antarktis bis zu den Thermalquellen; von wechselfeuchten Felsen („Tintenstriche“) bis zur Freiwasserzone der Seen; von der Dominanz im Picoplankton in oligotrophen Systemen bis zur Dominanz des Nano- und Netzplanktons in extrem nährstoffreichen Gewässern.

Die Cyanobakterien zählen im Gegensatz zu den übrigen eukaryotischen Organismen, den eigentlichen „Algen“ des Phytoplanktons, zu den Prokaryoten und weisen eine hohe Diversität der Taxa auf (Bryant, 1994; Anagnostidis & Komárek, 1985, 1988; Komárek & Anagnostidis, 1986, 1989). Diese hohe Diversität spiegelt sich auch in unterschiedlichen ökophysiologischen Strategien wider. So lassen sich die planktischen Cyanobakterien nach Schreurs (1992) und Mur et al. (1993) in die folgenden vier Ökotypen einteilen:

- 1) Cyanobakterien, die Luftstickstoff fixieren (z.B. Dudel, 1989; Dudel & Kohl, 1991):
***Anabaena* spp., *Aphanizomenon* spp., *Cylindrospermopsis* spp.**
- 2) Cyanobakterien in tiefen, geschichteten Seen, die aufgrund fein abgestufter Auftriebsregulation sich im nährstoffreichen Metalimnion einschichten können (Zimmermann, 1969; Konopka, 1982, 1985):
Planktothrix rubescens
- 3) Cyanobakterien mit Adaptation an einen ständigen räumlichen Wechsel im Lichtgradienten, d.h. Arten insbesondere mit Schwachlichtadaptation in gut durchmischten, epilimnetischen Schichten. Es sind Arten, die nicht zugleich N₂ fixieren, sich nicht

einschichten und auch nicht in der Wassersäule wandern (Nicklisch & Woitke, 1999):

Limnothrix redekei*, *Planktothrix agardhii

- 4) Kolonie- oder aggregatbildende Formen, die sich aufgrund der enormen Größe innerhalb eines Tages leicht durch das Epilimnion auf und ab bewegen können (u.a. Humphries & Lyne, 1988; Kromkamp & Walsby, 1990) und zugleich gegenüber dem filtrierenden Zooplankton einen Fraßschutz aufweisen (Hrbáček, 1964):

***Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis* spp.**

Diese Vielfältigkeit bezüglich der Ökotypen bei planktischen Cyanobakterien geht mit einer Verschiedenartigkeit von Bedingungen für die Massenentwicklungen einher. Eine Übersicht zu den verschiedenen Faktoren die die Cyanobakterienentwicklung fördern wird in Steinberg & Hartmann, 1988 a, 1988 b; Dokulil & Teubner, 2000 dargestellt. Die hier gegebene Übersicht lehnt sich an Dokulil & Teubner (2002) an und wird durch die Punkte 8 und 9 ergänzt:

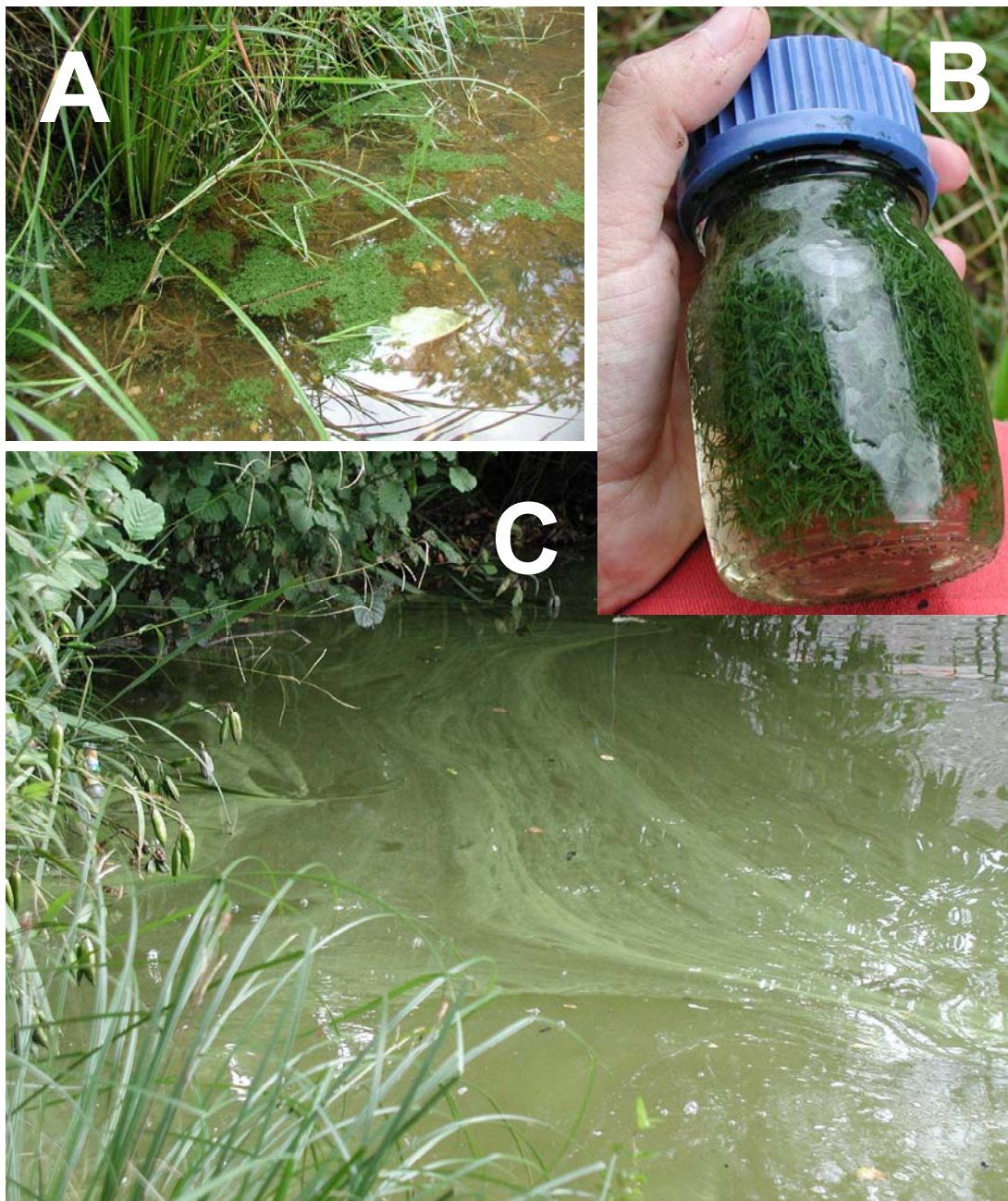
1. Cyanobakterien weisen generell höhere Temperaturoptima bei Wachstumsexperimenten als andere Phytoplankter auf, was im Einklang mit deren sommerlicher Massenentwicklung steht.
2. Für Cyanobakterien läßt sich eine Anpassung an Schwachlicht sowohl unter starken Fluktuationen (Vorkommen in Gewässern mit durchmischem, trüben Epilimnion; Ökotyp 3) als auch unter permanentem Dämmerlicht (metalimnisches Vorkommen, Ökotyp 2) experimentell nachweisen. Die Besonderheit beim Pigmentmuster der Cyanobakterien gegenüber anderen eukaryotischen Algen ist hier besonders erwähnenswert. So agieren bei den Cyanobakterien die wasserlöslichen Phycobiline in Ergänzung zu den fettlöslichen Chlorophyllen als lichtsammelnde Pigmente. Phycobiline fehlen bei den eukaryotischen Phytoplanktern mit Ausnahme der Cryptophyceen gänzlich.
3. Cyanobakterien sind in der Aufnahme von anorganischem Kohlenstoff gegenüber anderen phototrophen Organismen überlegen (Hypothese zum bevorzugten Vorkommen bei niedrigen CO₂ bzw. hohen pH-Werten).
4. Niedrige N:P-Verhältnisse bzw. das zeitliche Aufeinanderfallen des Unterschreitens des kritischen N:P-Verhältnisses von 16:1 (Beginn der Phase der N-Limitation) mit dem Klarwasserstadium favorisieren die Massenentwicklung von Cyanobakterien (u.a. Teubner et al., 1999).
5. Die unterschiedlichen, algenverfügbaren Stickstoffressourcen begünstigen verschiedene Phytoplanktongruppen. Bei Abwesenheit von NO₃-N und NH₄-N entwickeln sich bevorzugt Luftstickstoff-fixierende Cyanobakterien gegenüber allen übrigen Phytoplanktern. Beim Dargebot von NH₄-N werden die Nicht-Luftstickstoff-fixierenden Cyanobakterien

- gegenüber den eukaryotischen Phytoplanktern und beim Dargebot von $\text{NO}_3\text{-N}$ die eukaryotischen Phytoplankter gegenüber allen Cyanobakterien favorisiert.
6. Viele Cyanobakterien können sich aufgrund von Gasvesikeln in optimalen Gewässertiefen einschichten, bzw. sich im Tagesrhythmus in der Wassersäule auf und ab bewegen.
 7. Cyanobakterien haben einen Wettbewerbsvorteil bei der Phosphornutzung infolge der täglichen Wanderung in der Wassersäule, nämlich durch den „Luxuskonsum“ von Phosphor nahe dem Sediment (zellinterne P-Speicherung) und der Photosynthese an der Wasseroberfläche.
 8. Kieselalgen sind zwar generell die stärkeren Konkurrenten um den Phosphor gegenüber den Cyanobakterien (Sommer, 1983), können sich aber aufgrund der Silizium-Limitation in der saisonalen Abfolge nicht durchgängig durchsetzen. Organisch gebundener Stickstoff und Phosphor können innerhalb von Stunden bis Tagen algenverfügbar umgesetzt werden, wogegen die Freisetzung von Si aus biogen gebundenen Strukturen (verkieselte Zellwände der Kieselalgen) Wochen dauert. Eine erneute Entwicklung der Kieselalgen ist damit an ein Einmischen von gelöstem reaktiven Si aus dem Einzugsgebiet und/oder aus dem Hypolimnion und damit an die Durchmischung des Wasserkörpers bei tiefen Seen gebunden (Teubner & Dokulil, 2002).
 9. Cyanobakterien, wie *Planktothrix rubescens*, stellen sich unter Dämmerungslichtbedingungen im Metalimnion auf den energetisch günstigen photo-autotrophen Metabolismus um (Zotina et al, 2003).
 10. Cyanobakterien benötigen für ein optimales Wachstum höhere Konzentrationen an Spurenelementen.
 11. Cyanobakterienpopulationen weisen infolge der Bildung von Toxinen und Zellaggregaten bzw. Kolonien verhältnismäßig geringe Verlusten durch Grazing auf.
 12. Die Exkretion von Toxinen und anderen organischen Komponenten durch Cyanobakterien hemmen das Wachstum der übrigen Phytoplankter.

Den genannten 12 Punkten zufolge werden als Ursachen für die Massenentwicklungen von Cyanobakterien sowohl abiotische als auch biotische Bedingungen, also sowohl die Steuerung „bottom-up“ als auch „top-down“, gesehen. Bei der Sanierung von Gewässern mit Cyanobakterienmassenentwicklungen wird dementsprechend auf eine Reduktion von Nährstoffen einerseits und eine Biomanipulation andererseits gesetzt.

Ziel der folgenden Studie sind Untersuchungen zu den Ursachen der Blaualgenentwicklung in bayerischen Flachgewässern und im tiefen Ammersee. Makroskopisch auffällig treten die

aufrahmenden Sommerblüten von Cyanobakterien insbesondere in den drei flachen Gewässern auf, wie es beispielhaft für den Bergknappweiher (Tafel 1 A-B) und den Klostersee auf Tafel 1 A-C gezeigt wird.



Tafel 1. Cyanobakterienblüten im Bergknappweiher (A-B) und Klostersee (C). *Aphanizomenon flos-aquae* bildet makroskopisch gut zu erkennende, große Trichombündel (B), die im Gewässer aufrahmen (A). Die aufgerahmten Kolonien diverser *Microcystis*-Taxa lässt die Gewässeroberfläche bei ruhigem Wetter schlierig grün erscheinen.

2. METHODEN

2.1. Die untersuchten Gewässer

Im Rahmen dieser Projektstudie sind der Ammersee (AMMS), der Bergknappweiher (BERG) und der Klostersee (KLOST) im Zeitraum vom August 2000 bis zum Dezember 2001 untersucht worden. Der Altmühlsee wurde vom Wasserwirtschaftsamt Ansbach bearbeitet (s. Kapitel 2.2).

Der Ammersee und der Bergknappweiher sind bei Wielenbach gelegen, der Klostersee befindet sich im Gemeindegebiet Ebersberg. Der Ammersee ist ein mesotropher dimiktischer See des Alpenvorlandes mit einer maximalen Tiefe von 81 m und einem Gewässervolumen von $1750 \times 10^6 \text{ m}^3$. Bergknappweiher, Klostersee und Altmühlsee haben eine maximale Gewässertiefe zwischen 2 und 2,5 m. Der Altmühlsee ist mit ca. 450 ha das größtflächige dieser drei flachen Gewässer.

2.2. Der Vergleich mit anderen Gewässern

Der Vergleich mit anderen bayerischen blaualgendominierten Gewässern konzentriert sich im wesentlichen auf den Altmühlsee. Diese Daten wurden vom Wasserwirtschaftsamt Ansbach erhoben und freundlicher Weise zur Verfügung gestellt. Darüber hinaus wurden diese vier untersuchten Gewässer in einen breiteren Vergleich mit Gewässern aus Berlin-Brandenburg (Teubner, 1996), aus dem Allgäu und dem österreichischen Alpenvorland einbezogen. Diese Daten wurden dankenswerter Weise von den Wasserwirtschaftsämtern Kempten und Ansbach, dem Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft bzw. von dem Limnologischen Institut der Österreichischen Akademie der Wissenschaften in Mondsee und dem Österreichischen Bundesamt für Wasserwirtschaft, der Bundesanstalt für Fischereiwirtschaft in Scharfling bereitgestellt. Zusätzliche Langzeitdatensätze für den Ammersee standen vom Wasserwirtschaftsamt Weilheim zur Verfügung. Für die Datenzusammenstellung danken wir insbesondere Dieter Krause (Wasserwirtschaftsamt Ansbach), Fritz Bauer und Dirk Klos (Wasserwirtschaftsamt Kempten), Brigitte Lenhart (Wasserwirtschaftsamt Weilheim), Martin T. Dokulil (Institut für Limnologie der ÖAW, Mondsee) und Albert Jagsch (Bundesanstalt für Fischereiwirtschaft des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Scharfling).

Folgende Gewässer sind in Kapitel 3. 1. Vergleichend gegenübergestellt:

Tiefe Seen, Österreichisches Alpenvorland:	Mondsee (1999-2001).
Tiefe Seen, Kempten (geschichtet)	Alpsee (1997-99), Bannwaldsee (1996-99), Grüntensee (1997-98), Hopfensee (1996-99), Niedersonthofer See (1996-99), Rottachsee (1994-98), Sulzberger See (1996-98), Weißensee (1996-98).
Tiefe Seen Brandenburg-Schorfheide Chorin:	Rosinsee (1990-92), Parsteiner See (1990-92).
Flache Seen, Bayerisches Alpenvorland und Fränkische Seenplatte	Altmühlsee (2000-01), Bergknappweiher (2001) Klostersee (2001).
Flache Seen, Allgäuer Weiher	Bachtelweiher (1995-99), Eschacher Weiher (1995), Herrenwieser Weiher (1995), Notzenweiher (1995), Sachsenrieder Weiher (1995-98), Schwarzenberger Weiher (1994-99).
Flache Seen, Moorsee, Brandenburg Schorfheide Chorin	Großer Plagesee (1990-92).
Flache Seen, Moorsee, Berlin	Krumme Lake (1990-92).
Flache Seen, Baggersee, Berlin	Kiessee Pankow (1990-92)
Flache Seen, Berlin, Flußseen Dahme-Spreewald	Flakensee (1990-93), Großer Müggelsee (1990-93), Langer See (1990-93) und ihre Zuflüsse.

2.3. Probenahme Ammersee, Bergknappweiher, Klostersee und Altmühlsee

Die **Probenahmen** für die chemisch-physikalischen Parameter, das Phytoplankton und das Zooplankton erfolgten in den Gewässern Ammersee, Bergknappweiher und Klostersee jeweils zeitgleich und an derselben Stelle im Gewässer.

Der **Probenahmerhythmus** ist für die einzelnen Untersuchungsgewässer unterschiedlich gewählt worden. Der Ammersee und Klostersee sind monatlich beprobt worden. Im Bergknappweiher wurden monatliche Proben von August 2000 bis Februar 2001 und vierzehntägige Proben von März bis November 2001 entnommen. Die Probenahme im Altmühlsee unterlag dem vierzehntägigen Rhythmus in der Zeit von April bis Dezember 2001.

Für den **Ammersee** stellt das Untersuchungsprojekt eine Fortführung vorangegangener Untersuchungen dar. Folglich wurde die Methodik der Probenahme und Auszählung übernommen und gewährleistet so die Vergleichbarkeit der Daten. Eine ausführliche

Beschreibung der Methodik ist im Infobericht 2/2001 zu finden, weshalb im Weiteren wenig darauf eingegangen wird. Die Erfassung der vertikalen Tiefenverteilung des Phyto- und Zooplanktons erfolgte in einem Standardraster (Phytoplankton: 0, 2, 5, 7, 10, 12, 15 m; Zooplankton: 0, 2, 5, 7, 10, 12, 15, 20, 30 m). Außerdem wurde je Termin eine integrierte Phytoplanktonprobe über den Tiefenbereich 0-20 m genommen. Das Phytoplankton wurde in Braunglasflaschen mit Lugol'scher Lösung fixiert. Für das Zooplankton wurden bis zu 30 m Tiefe 2 Proben je Tiefenstufe mit einem Wasserschöpfer der Firma Niederreiter, mit einem 55 µm-Netzaufsatz und einem Volumen von 10 l, gezogen. Zusätzlich erfolgte ein Summenzug mit einem Planktonschließnetz mit 55 µm Maschenweite und 17 cm Öffnungsdurchmesser für die Tiefenstufen 0–30 m und 30–80 m. Die Proben wurden unmittelbar nach der Entnahme in einem Glasgefäß mit Formalin-Lösung (Formaliningehalt 4 %) fixiert.

Im **Bergknappweiher**, im **Klostersee** und im **Altmühlsee** (Schrenk-Bergt & Steinberg, 2000) wurden die Oberflächenproben (0,5-1 m) für die Analyse der chemisch-physikalischen Parameter und des Phytoplanktons entnommen. Die Probenahme des Zooplanktons in diesen Gewässern erfolgte aufgrund der geringen Tiefe mit zwei bis fünf Zügen mit einem Planktonnetz, 55 µm Maschenweite, 25 cm Öffnungsdurchmesser. Die Zooplankter wurden aus dem Netz in einen Sammelbecher mit 30 µm Netzboden gespült und dann in ein Glasgefäß mit Formalin überführt. Die chemischen Analysen für den Bergknappweiher und den Klostersee entsprechen der im Infobericht 2/2001 beschriebenen Methodik.

2.4. Quantitative und qualitative Erfassung von Phyto- und Zooplankton

Die lichtmikroskopische Bestimmung der Cyanobakterien erfolgte nach Anagnostidis & Komárek (1985, 1988) und Komárek & Anagnostidis (1986, 1989).

Für die sommerlichen Termine, d.h. während der thermischen Schichtung im Ammersee, wurde das **Phytoplankton** sämtlicher Vertikalproben qualitativ und quantitativ analysiert. Während der winterlichen Durchmischung (November – März) dagegen wurde nur eine mit dem integrierenden Schöpfer gewonnene Probe (0-20 m) gezählt.

Die quantitative Auswertung des Phytoplanktons wurde durch Zählung unter dem Umkehrmikroskop nach der Methode von Utermöhl (1958) ausgeführt. Bei allen Proben wurde die gesamte Kammer bei der schwächsten Vergrößerung (50-fach) nach großen Netzplankton-

arten abgesucht. Bei stufenweise höheren Vergrößerungen (200-, 320- und 640-fach) wurden wenigstens 100 Exemplare der in der Vergrößerung jeweils häufigsten Phytoplanktontaxa gezählt, was die statistische Fehlerbreite für die einzelnen Arten auf nur 20 % reduziert (Lund et al., 1958).

Die Ermittlung der **Biovolumina** erfolgte durch Abmessung der Größe der taxonomischen Einheiten (Zellen oder Zönobien) und eine Berechnung nach angenäherten Formen einfacher geometrischer Körper (Rott, 1981).

Die Bestimmung des **Zooplanktons** erfolgte nach Möglichkeit bis zur Art. Da eine vollständige Bearbeitung aller Vertikalproben des Ammersees nicht möglich war, wurden nur ausgewählte Vertikalprofile bearbeitet:

2000: 07.08., 11.09., 09.10.;

2001: 01.01., 01.03., 07.04., 03.05., 01.06., 04.07., 31.07., 05.09., 01. 10.

Die Summenproben des Ammersees und der anderen Seen wurden vollständig gezählt.

Bei den **Copepoden** wurden in Anlehnung an die vorangegangenen Arbeiten am Ammersee folgende Stadien bzw. Gruppen unterschieden und getrennt gezählt: Cyclopoide und calanoide Nauplien, cyclopoide und calanoide Copepodide C1, die nach Art unterschiedenen Copepodidstadien C2-C3 und C4-C5, jeweils zu einer Gruppe zusammengefaßt, sowie adulte Copepoden. Bei einem gleichzeitigen Vorkommen der Arten *Cyclops abyssorum* und *Cyclops vicinus* (s. Bergknappweiher) wurden diese beim Zählvorgang wegen der großen Ähnlichkeit der Juvenilen zusammengefaßt.

Die häufigsten Vertreter der **Cladoceren**, *Daphnia hyalina* und *Daphnia longispina* gehören wie *Daphnia cucullata* und *Daphnia galeata* zur „*longispina*“-Formengruppe. Diese Arten können Hybride bilden und weisen zudem im Jahresverlauf morphologische Veränderungen auf, wodurch sie kaum zu unterscheiden sind. Die Zuordnung bereitete für den Ammersee nur wenig Probleme, da hier *Daphnia hyalina* dominierte. In den anderen Seen konnte wegen der großen Zahl an Mischformen jedoch keine Trennung der Arten bei der quantitativen Erfassung vorgenommen werden. Die Zählung der Daphnien erfolgte in 5 verschiedenen Größenklassen. Ferner wurde die Gelegegröße eitragender Tiere erfaßt.

Bei den **Rotatorien** wurden Einzelfunde und schwer zu bestimmende Arten z.B. der Gattung *Trichocerca*, teilweise nicht bis auf die Art bestimmt. Die Gattung *Synchaeta* wurde in zwei Größengruppen gezählt und ebenso wie *Polyarthra* und *Conochilus* beim Zählvorgang nicht weiter differenziert.

Grundlage der **Biomassenbestimmung** ist bei den Cladoceren die Umrechnung der gezählten Größenklassen. Für die Ermittlung der Biomassen der übrigen Arten und Stadien wurden die mittleren Biomassen aus vorangegangenen Untersuchungen verwendet. Neue Arten wurden wie im Infobericht 2/2001 beschrieben vermessen und berechnet.

2.5. Ausgewählte Aspekte zu physikalisch-chemischen Parametern

Im Vertikalprofil wurden Temperatur, Sauerstoff, Trübe und pH-Wert mit Hilfe einer Multiparameter-Sonde (YSI 6920) gemessen. Im Ammersee wurde die **vertikale Chlorophyllverteilung *in situ*** mittels einer Chlorophyll-Fluoreszenz-Sonde gemessen (Haardt-Backscat-Fluorometer). Im Bergknappweiher und Klostersee wurde das Chlorophyll *in situ* aus diskreten Tiefen mittels der verzögerten Fluoreszenz (DF, Delayed Fluorescence) ermittelt.

Zum Zwecke des Vergleichs mit den Fluoreszenzwerten wurden die Chlorophyllkonzentrationen zusätzlich über Ethanolextraktion ermittelt (photometrische Messungen). Im Mittel wurden im Ammersee 82 % der über die Fluoreszenz berechneten Chlorophyllkonzentrationen mit dem Extraktionsverfahren erfaßt (Deutsche Einheitsverfahren). Die **Chlorophyllwerte aus beiden Meßmethoden** sind je Tiefenstufe am Beispiel der Ammerseedaten für 2001 in Abb. 1 dargestellt. Mit Signifikanzniveaus von $p < 0,01$ ergibt sich in allen Tiefen eine statistisch abgesicherte Korrespondenz zwischen beiden Methoden (Abb. 1, linke Spalte). Die beste Übereinstimmung ist in 10 m Tiefe gegeben ($r = 0,99$). Geringfügige Abweichungen zeigen sich in 5 m, 10 m und 12 m, stärkere dagegen an der Oberfläche und in 30 m Tiefe. In der rechten Spalte der Abb. 1 wird die natürliche Lichtintensität (Licht) gegen das Verhältnis der unterschiedlich bestimmten Chlorophyllwerte gezeigt (F:E). Je höher die Lichtintensitäten sind, desto niedriger ist der Fluoreszenz-Chlorophyllwert gegenüber dem Extraktionwert unmittelbar an der Gewässeroberfläche ($r = -0,75$, $p < 0,001$). Dies steht im Einklang mit der Erfahrung aus anderen Messungen, daß bei hohen Lichtintensitäten nicht die volle Fluoreszenz gemessen werden kann (quenching) und erklärt den schwächeren Zusammenhang zwischen den Chlorophyllenwerten dieser beiden

Methoden in 0 m. Diese Meßstörung infolge zu hoher Lichtintensitäten ist jedoch in 2m Tiefe und tieferen Schichten nicht mehr nachweisbar (Abb. 1.rechte Spalte).

Die Chlorophyllwerte der Ethanolextraktion korrespondieren gut mit den Chlorophyllwerten, die über eine Acetonextraktion gemessen wurden (HPLC-Messung, Wright et al., 1991). Detaillierte Pigmentanalysen sichern die mikroskopischen Phytoplanktonzählungen der

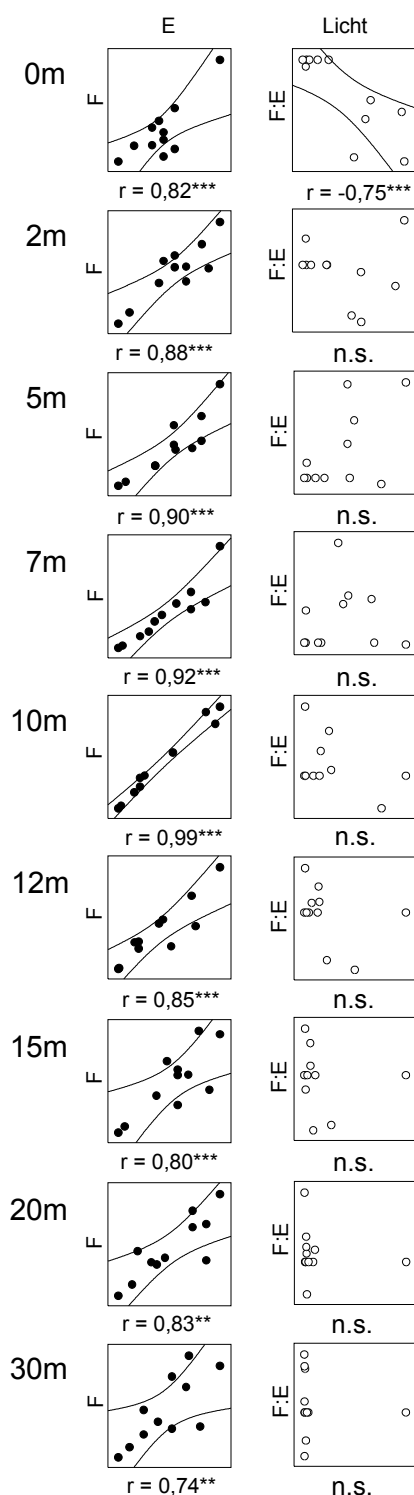


Abb. 1. Methodenvergleich für verschiedene Chlorophyllbestimmungen in diskreten Tiefen von 0 bis 30 m im Ammersee 2001.

Linke Spalte: Chlorophyll berechnet aus der *in situ* Haardt-Sondenfluoreszenz (F) gegen Chlorophyll photometrisch gemessen aus dem Ethanolextrakt (E); Rechte Spalte: Verhältnis aus beiden Chlorophyllkonzentrationen (F:E) gegen die Lichtintensität. Linke Spalte: Pearson Produkt Korrelation normalverteilter Daten; rechte Spalte Spearman Korrelation nicht normalverteilter Daten; Das 0,95-Konfidenzintervall ist nur bei Signifikanz eingezeichnet; Signifikanzniveaus: ** - $p < 0,01$, ***- $p < 0,001$.

Vertikalproben im Ammersee, der Oberflächenproben im Bergknappweiher und im Klostersee ab, werden in diesem Bericht aber nicht gezeigt. Die gute Korrespondenz zwischen den Biovolumina des Phytoplanktons und den Konzentrationen an Chlorophyll-a in Abb. 2. demonstriert die gute Qualität der im Projekt ermittelten Zählergebnisse.

Die unter Wasser photosynthetisch verfügbare Strahlung (photosynthetically active radiation, PAR; $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) wurde mit einem 4π -Kugelsensor (LI-COR) gemessen. Aus dem vertikalen Extinktionskoeffizienten dieser Unterwasser-Lichtprofile wurde jene Tiefe im Gewässer berechnet, bei der noch 1 % der Lichtintensität verfügbar ist (euphotische Zone, z_{eu}). Die tägliche Sonnenscheindauer wurden in der lokalen Wetterstation in Wielenbach erfaßt.

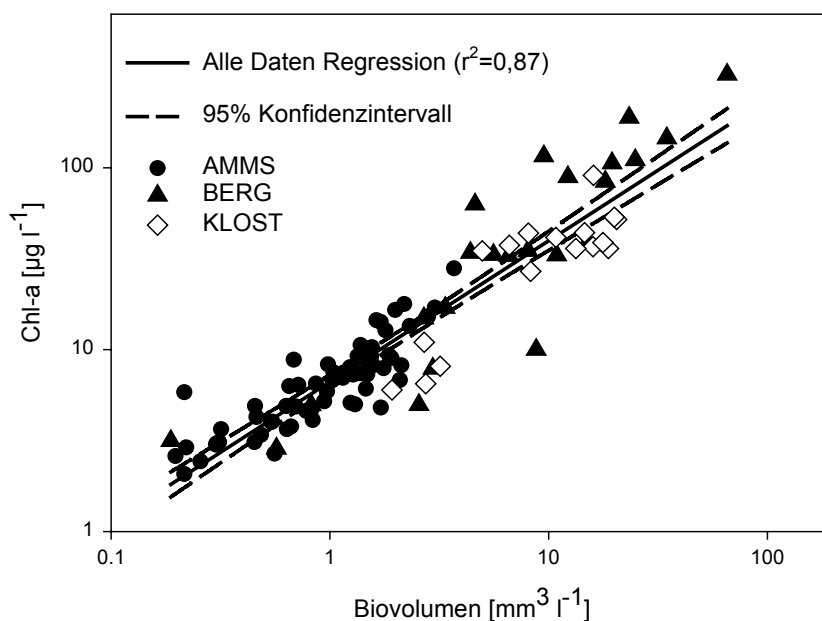


Abb. 2. Beziehung zwischen dem Biovolumen des Phytoplanktons und der Chlorophyll-a-Konzentration in den drei Seen AMMS, BERG und KLOST (Datenumfang: alle Proben von August 2000 bis Dezember 2000/1, AMMS n= 67, BERG n= 25, KLOST n= 17, Chl-a ermittelt über photometrische Messung des Ethanolextraktes).

Die thermische Stabilität der Wassersäule wurde als Schmidt Stabilität berechnet (Livingston & Schanz, 1994), die Durchmischungstiefe (z_{mix}) aus der Tiefe mit dem maximalen thermischen Widerstand gegen Durchmischung (depth with maximum relative thermal resistance against mixing, RTR, Wetzel, 2001). Die Ergebnisse dieser detaillierten vertikalen

Tiefenverteilungen von Chlorophyll, Lichtklima und die Schichtungsverhältnisse im Ammersee werden ausführlich im Kapitel 3.4. dargestellt.

2.6. Statistische Methoden

Der Streuung der Einzeldaten ist oft so groß, daß die Sichtbarkeit von Trends überdeckt wird. Die Datenanalyse dieser Projektstudie basiert daher vielfach auf geeigneten Mittelwerten. Häufig liegen in den Datensätzen mehr Werte für das Frühjahr und den Sommer als vergleichsweise für den Herbst und den Winter vor. Mit der Berechnung der **Jahresmittelwerte** aus vier Saison-Mittelwerten ist eine gleiche Wichtung der Jahreszeiten trotz unterschiedlich hoher Probenahmefrequenz gegeben. Die **Saison-Mittelwerte** sind für den Winter von Dezember bis Februar, das Frühjahr von März bis Mai; den Sommer von Juni bis August und den Herbst von September bis November berechnet. Wurden die Mittelwertbildungen anders vorgenommen, wird dies explizit beschrieben.

Das Vorliegen einer Normalverteilung wurde nach Kolmogorov-Smirnov getestet. Korrelative Zusammenhänge wurden bei normalverteilten Daten über die Pearson Produkt **Korrelation**, bei Nichtzutreffen der Normalverteilung über die Spearman Rank Order Korrelation geprüft.

Als **multivariate statistische Methode** wurde die Hauptkomponentenanalyse (Principal Component Analysis, PCA) für den gewässerübergreifenden limnologischen Vergleich im Kapitel 3.1. angewendet (Abb. 3). Für die statistischen Analysen wurden SYSTAT, STATGRAPHICS Plus für Windows und SIGMASTAT genutzt. Eine standardisierte (Korrelationsmatrix) bzw. eine log-transformierte Matrix metrischer Daten liegt der PCA zugrunde. Die PCA setzt eine **Normalverteilung** der Stichproben-Grundgesamtheit voraus. Mit Ausnahme des pH-Wertes, der Temperatur (siehe auch Methoden in Schreurs, 1992) und der Leitfähigkeit ergab sich mit der Logarithmierung [Transformation: $\ln(p+1)$] der chemisch-physikalischen Parameter eine geeignete Anpassung an die Normalverteilung (bezüglich der Leitfähigkeit liegt bereits ohne Transformation eine Normalverteilung vor; pH und Temperatur sind an sich schon logarithmische Funktionen).

2.6. Grafische Methoden

Die Isoplethen-Grafiken, die sogenannten Gekerbten Box-Whisker-Darstellungen, die trigonalen Grafiken (Dreiecks-Grafiken) und die x-y-Kreisdiagramme (bubble-plots) wurden gewählt, um Daten grafisch zu analysieren.

Für die **Isoplethen-Darstellung** wurden die Standard-Kriging-Methoden in SIGMAPLOT angewendet. Sie zeigen übersichtlich die Vertikalverteilung eines Parameters über eine Zeitperiode, z.B. in Abb. 11 und 16.

Der Vorteil der **Gekerbten Box-Whisker-Darstellung** (notched box whisker plots) gegenüber den einfachen Box-Plots liegt in der Anzeige des Konfidenzintervalls, welches der Länge der Kerbe entspricht. Signifikante Unterschiede zwischen zwei Datenreihen sind hier grafisch anhand des Nicht-Überlappens der Kerben der jeweiligen Boxen sichtbar. Diese Grafiken wurden in SYSTAT gezeichnet. Solche Grafiken werden beispielsweise in Abb. 6, 21, 32-33. gezeigt.

Da Algen in der Gesamtheit einer Planktongemeinschaft immer gleichzeitig verschiedene Nährstoffe, das sind im wesentlichen Phosphor (P), Stickstoff (N) und Silizium (Si), aufnehmen bzw. auch verschiedene Ressourcen eines Nährstoffes, wie z.B. den gelösten anorganischen Phosphor (DRP) und über einen enzymatischen Abbau auch verschiedene organisch gelöste Phosphorkomponenten (DOP) zugleich nutzen, ist nicht die Konzentration eines einzelnen Nährstoffes oder einer einzelnen Komponente, sondern ein Ensemble mehrerer Nährstoffe bzw. Nährstoffkomponenten für das Algenwachstum entscheidend. Diese komplexen Bedingungen lassen sich gut über Dreikomponentenverhältnisse, dargestellt in **trigonale Grafiken**, bewerten. Die Besonderheit der hier gezeigten trigonalen TN:TP:SRSi-Grafiken liegt in der Skalierung entsprechend dem molaren Optimum-Verhältnis von TN:TP:SRSi=16:1:17, wodurch die Grafiken in physiologisch relevanten Proportionen dargestellt sind (Teubner, 2001; Teubner & Dokulil, 2002; Teubner, 2003 und Teubner et al., 2003 a). Die trigonale Darstellung von Dreikomponentenverhältnissen wird beispielsweise in Abb. 8-9, 36-37 gezeigt.

Die **x-y-Kreisdiagramme** der Abb. 24 zeigen die Abhängigkeit der Chlorophyll-Konzentrationen von den Konzentrationen des Gesamtphosphors. Die Punkte sind als Kreisflächen mit den entsprechenden Anteilen der Cyanobakterien, Kieselalgen und übrigen Algen dargestellt. Die Größe der Kreise entspricht der Größe des Phytoplanktonbiovolumens (Beschreibung s. auch Dokulil & Teubner, 2003).

3. ERGEBNISSE

Die Ursachen der Cyanobakterienentwicklungen in den bayerischen Gewässern.

3.1. Die Limnologie der untersuchten Gewässer und die Präferenzbedingungen für die Massenentwicklungen von Cyanobakterien

Obwohl alle 4 untersuchten Gewässer Cyanobakterienblüten aufweisen, sind sie dennoch limnologisch grundlegend verschieden, was durch eine Hauptkomponentenanalyse bestätigt wird (Abb. 3). Der Ammersee ist ein tiefer See mit relativ geringen Konzentrationen an Phosphor und Chlorophyll-a, mit hohen Durchmischungstiefen und mit vergleichsweise hohen Sichttiefen. Im Gegensatz dazu lassen sich der Bergknappweiher, der Klostersee und der Altmühlsee als flache Gewässer mit durchmischten Wasserkörpern, mit geringen Sichttiefen und insbesondere mit hohen Konzentrationen an Chlorophyll und Phosphor charakterisieren (Abb. 3). Der Bergknappweiher zeigt darüber hinaus die typischen Merkmale eines Moorsees (dystroph). Der dystrophe Charakter spiegelt sich insbesondere in einer erhöhten Lichtabschwächung im Wasser (Abb. 5), in einer signifikant höheren Konzentration an gelöstem organischen Kohlenstoff und einer deutlich niedrigeren Leitfähigkeit im Vergleich zu den übrigen vier Gewässern wider (Abb. 6).

Der Vergleich mit anderen Gewässern, wie dem alpinen Mondsee, den tiefen Gewässern in Kempten, den Allgäuer Weihern und den z.T. sehr nährstoffreichen Gewässern in Norddeutschland, zeigt, dass allgemein hohe Algenbiomassen und Massenentwicklungen von Cyanobakterien insbesondere in flachen Seen, bei geringer Verweilzeit des Wassers, bei hohen Konzentrationen an Phosphor, an Silizium und an Ammonium-Stickstoff zu erwarten sind und letztendlich zu geringen Sichttiefen führen (Abb. 4).

Nach Forsberg & Ryding (1980) lassen sich der Altmühlsee und der Bergknappweiher als hypertroph einstufen (Abb. 7). In beiden Seen wird deutlich eine hohe Wahrscheinlichkeit für stickstofflimitiertes Wachstum angezeigt (Abb. 7 B). Das steht im Einklang mit dem Vorkommen von stickstoff-fixierenden Cyanobakterien (Nostocales), die in diesen Seen neben den chroococcalen Cyanobakterien im wesentlichen das Blaualgenplankton aufbauen (Kapitel 3.2.1.). Der Klostersee wird als eu- bis hypertroph, der Ammersee als mesotrophes Gewässer gekennzeichnet (Abb. 7 A). Ein durch Stickstoff limitiertes Algenwachstum läßt sich nach Forsberg & Ryding (1980) in keinem der beiden Gewässer ausweisen (Abb. 7 B),

was im Einklang mit dem Ausbleiben von stickstoff-fixierenden Arten steht. In diesen Gewässern wird das Blaualgenplankton im wesentlichen durch chroococcale und oscillatoriale bzw. nur durch oscillatoriale Taxa gebildet (Kapitel 3.2.1.). Für den Ammersee wird insbesondere ein P-limitiertes Algenwachstum angezeigt (Abb. 7 B).

Im Altmühlsee und im Bergknappweiher treten hohe saisonale Schwankungen der N:P:Si-Verhältnisse auf, die hier in Form von DIN:TP:SRSi-Verhältnissen dargestellt und bewertet werden (Abb. 8). Die Variabilität ergibt sich in beiden Gewässern hauptsächlich durch die hohe Schwankungsbreite von anorganisch gelöstem Stickstoff (DIN). In beiden Gewässern liegen im Winter/Frühjahr die N:P-Verhältnisse höher als 16:1 und im Sommer/Herbst kleiner als 16:1 vor (Abb. 8). Ausgehend vom ökologischen optimalen stoichiometrischen Verhältnis $\text{DIN:TP}=16:1$ ergibt sich damit in diesen beiden Gewässern ein Wechsel von der P-Limitation im Frühjahr zur N-Limitation im Sommer. Diese N-Schwankungen, d.h. der zeitweilige N-Mangel, kann, wie bereits oben erwähnt, von nostocalen Cyanobakterien aufgrund der Luftstickstoff-Bindung theoretisch kompensiert werden. Eine massive Bildung der sogenannten Heterocyten, mit deren Hilfe die N_2 -Fixierung möglich ist, wurde in beiden Gewässern beobachtet (s. Tafel 2 J-K, M-N, Kapitel 3.2.1.).

Die saisonalen DIN:TP:SRSi-Schwankungen im nährstoffreichen Klostersee sind aussergewöhnlich gering (Abb. 8). Dies läßt auf eine verminderte Phosphorrücklösung aus dem Sediment (oxidierte Sedimentoberfläche durch die Durchmischung des Wasserkörpers bis zum Sediment oder durch den $\text{NO}_3\text{-N}$ -Eintrag) oder auf einen erhöhten Eintrag von Stickstoff im Sommer schließen, wobei die letztere Ursache in diesem nährstoffreichen Gewässer als wahrscheinlich angenommen wird.

Die DIN:TP:SRSi-Verhältnisse im Ammersee sind gekennzeichnet durch hohe Schwankungen von DIN:SRSi bei quasi konstant niedrigen TP-Konzentrationen, was den mesotrophen Charakter, d.h. eine Kontrolle des Algenwachstums durch den Phosphor unterstreicht (Abb. 8). Wie bereits bei der trophischen Einstufung ähnelt auch in dieser Hinsicht der Ammersee dem alpinen Mondsee im Salzkammergut (Abb. 9).

3.1.1. Die Limnologie der Gewässer mit Cyanobakterien

In Abb. 3 wird zusammenfassend die limnologische Charakteristik der Gewässer anhand einer Hauptkomponentenanalyse gezeigt. Es handelt sich dabei um eine Biplotdarstellung, d.h. die Punkte stehen für die Gewässer und die Vektoren für die einzelnen limnologischen Parameter. Die hier untersuchten Gewässer mit Cyanobakteriendominanz lassen sich limnologisch klar in zwei Gruppen einteilen. Die Punkte der beiden Seengruppen, d.h. Altmühlsee, Bergknappweiher und Klostersee

PCA: Allgemeine Limnologische Charakteristik

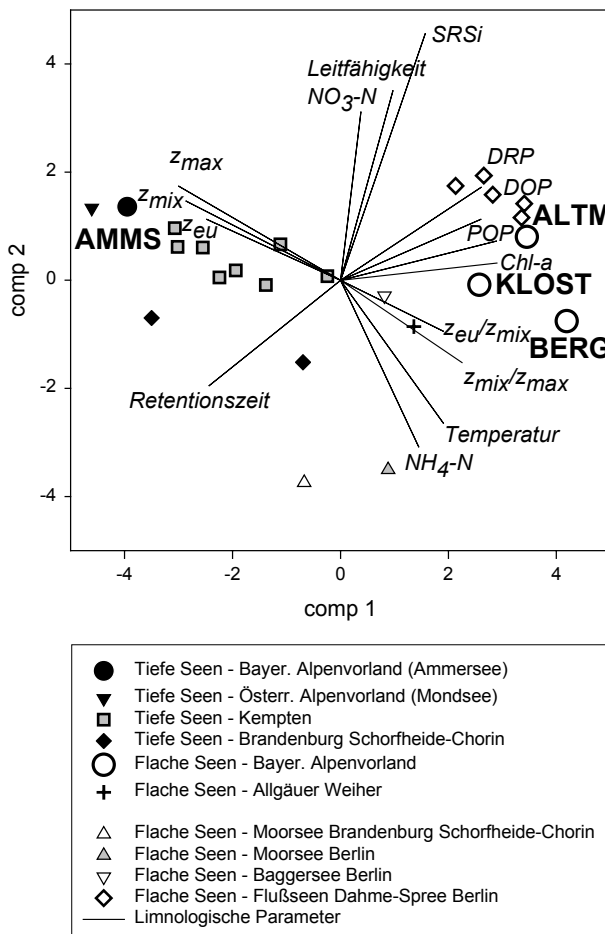


Abb. 3. Biplot-Darstellung einer Hauptkomponentenanalyse (PCA) zur limnologischen Charakterisierung der vier untersuchten Gewässer im Vergleich mit anderen Gewässern. Abkürzungen zu den limnologischen Parametern: Chl-a-Chlorophyll-a, DRP-gelöster reaktiver Phosphor, DOP-gelöster organischer (nicht-reaktiver) Phosphor, POP-partikulärer organischer Phosphor, SRSi-gelöstes reaktives Silizium, $z_{\max}$ -maximale Tiefe, z_{mix} -Durchmischungstiefe, z_{eu} -euphotische Tiefe.

Die tiefen und flachen Seen je Region sind im Kapitel 2.2. aufgeführt, comp 1 - 1. Hauptkomponente (48% Varianz), comp 2 - 2. Hauptkomponente (16%).

zum einen und Ammersee zum anderen, liegen entlang der 1. Hauptkomponente weit voneinander entfernt, woraus sich die Grundverschiedenheit dieser beiden Gewässergruppen ableiten läßt (Hauptkomponente 1 repräsentiert den hohen Varianzanteil von 48 % in Abb. 3).

Die Nähe der Punkte für den **Altmühlsee**, den **Klostersee** und den **Bergknappweiher** deutet auf die limnologische Ähnlichkeit zwischen diesen Gewässern hin. Sie lassen sich als Gewässer mit hohen Konzentrationen an Chlorophyll-a (Chl-a), mit hohen Konzentrationen sämtlicher Phosphorfractionen (DRP, DOP, POP) und nahezu durchmischten Wasserkörpern ($z_{\text{eu}}/z_{\text{mix}}$) bei zugleich niedrigen Gewässertiefen ($z_{\max}$), niedrigen Durchmischungstiefen (z_{mix} , bedingt durch geringe Gewässertiefe) und geringen Sichttiefen (z_{eu}) charakterisieren (die Lage der Gewässerpunkte am Ende der Vektoren für Chl-a, DRP, DOP, POP und $z_{\text{mix}}/z_{\text{eu}}$ zeigen hohe Werte, die Lage der Punkte direkt gegenüber den Vektoren von $z_{\max}$, z_{eu} , z_{mix} niedrige Werte der Parameter für die Gewässer an).

Im Gegensatz dazu läßt sich der **Ammersee** als tiefer See mit vergleichsweise hohen Sicht- und Durchmischungstiefen bei zugleich verhältnismäßig geringen Konzentrationen an Chlorophyll-a

und Phosphor beschreiben. Andere Parameter, wie Silikatgehalt, Leitfähigkeit, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ sind weniger für die Differenzierung dieser Gewässer ausschlaggebend. Der Vergleich mit anderen Gewässern zeigt eine limnologische Ähnlichkeit des Ammersees insbesondere mit dem Mondsee und z.T. auch mit den tiefen Seen in Kempten. Der Altmühlsee ist nach den in Abb. 3 berücksichtigten limnologischen Parametern mit den Berliner Flußseen vergleichbar.

Die **Algenbiomassen**, abgeleitet aus den Chlorophyll-a-Konzentrationen, korrelieren in dem hier vorliegenden Datensatz signifikant mit all jenen Parametern, für die in Abb. 4 Konfidenzintervalle eingezeichnet sind. Das heisst, je höher die Konzentrationen der drei Phosphorkomponenten (DRP, DOP, POP), des Siliziums (SRSi) und des $\text{NH}_4\text{-N}$ sind, um so höhere Chlorophyllkonzentrationen

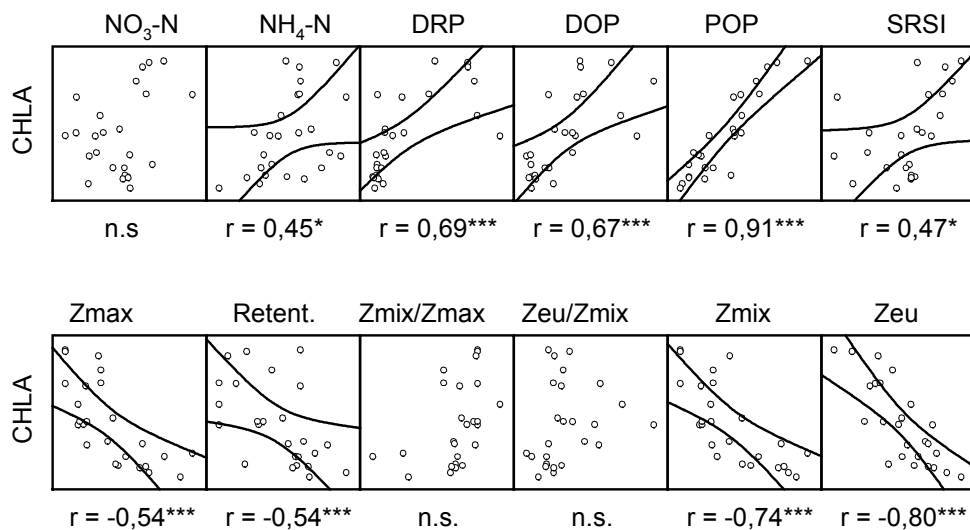


Abb. 4. Korrelation der Chlorophyll-a-Konzentrationen mit diversen limnologischen Parametern. Abkürzungen: Retent.-Retentionszeit, sonst wie in Abb. 3.

(Chl-a) werden gemessen. In den hier gezeigten Gewässern mit hohen Chlorophyllkonzentrationen treten zugleich auch Cyanobakterien massenhaft auf. Umgekehrt ergeben sich insbesondere niedrige Chlorophyllwerte in Seen mit hoher Gewässertiefe, geringer Verweilzeit des Wassers (Retent.), hohen Durchmischungs- und niedrigen Sichttiefen. In dem hier vorliegenden Datensatz sind hohe Algenbiomassen (hohe Chl-a-Werte) mit Massenentwicklungen von Cyanobakterien gleichzusetzen, da letztere in solchen Seen einen Biovolumenanteil von wenigstens 60% am Phytoplankton im Sommer einnehmen.

Die **optischen Eigenschaften** für den Ammersee, den Bergknappweiher und den Klostersee werden anhand der Beziehung zwischen der Trübe und dem Attenuationskoeffizienten in Abb. 5 dargestellt. Im Ammersee und im Klostersee ergeben sich vergleichbare Relationen zwischen der Trübe und der Attenuation, d.h. der Lichtabschwächung im Wasser. Eine vergleichbare Trübe wird auch im Bergknappweiher gemessen, nur ist die Attenuation des Lichtes hier viel höher. Diese verstärkte Lichtabschwächung ist auf den dystrophen Charakter des Bergknappweihers zurückzuführen.

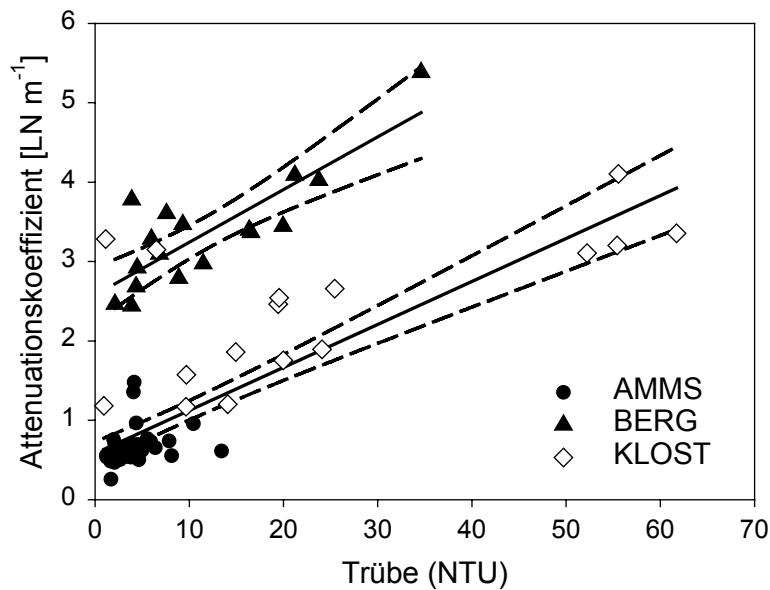


Abb. 5. Optische Eigenschaften im Ammersee, Bergknappweiher und Klostersee.

Der dystrophe Charakter, also der eines **Moorsees**, spiegelt sich auch in den deutlich niedrigeren Leitfähigkeiten und signifikant höheren DOC-Konzentrationen im Vergleich zu den anderen Seen derselben Region wieder (Abb. 6, die Signifikanz der Unterschiede wird für beide Parameter durch Nicht-Überlappen der Kerben bzw. sogar durch Nicht-Überlappen der Boxen zwischen BERG und den übrigen Gewässern angezeigt). Ergänzende Aspekte, wie niedrige pH-Werte und niedrige Si-Konzentrationen, die Moorseen auch in weiterer Hinsicht von den anderen Gewässern unterscheiden, sind hier nicht deutlich ausgeprägt (Abb. 6). Erhöhte Konzentrationen an Eisen wurden im Bergknappweiher und Altmühlsee (unfiltriert, Abb. 6 E, s. auch Schrenkt-Bergt & Steinberg, 2000), an

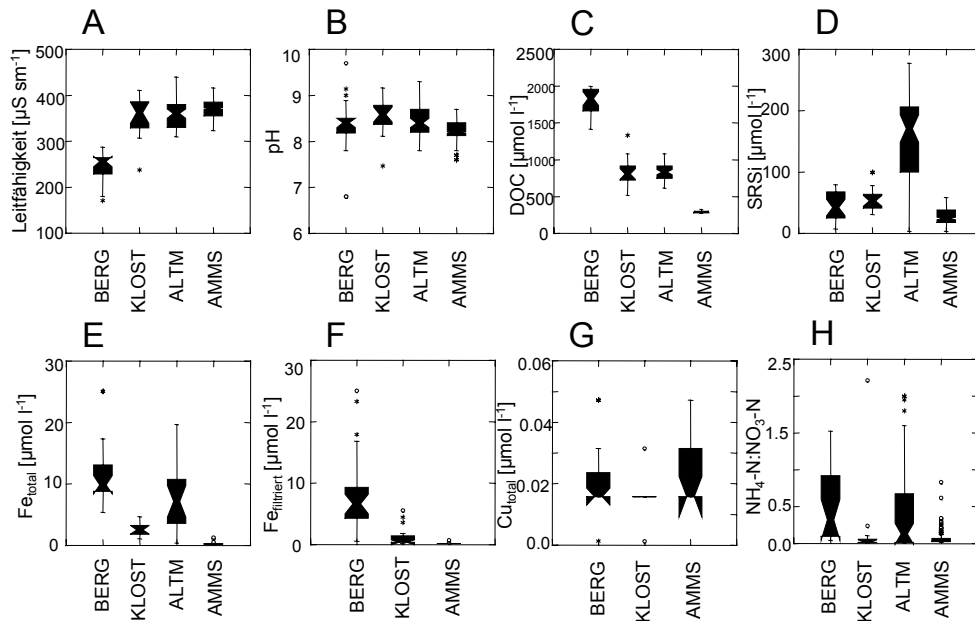


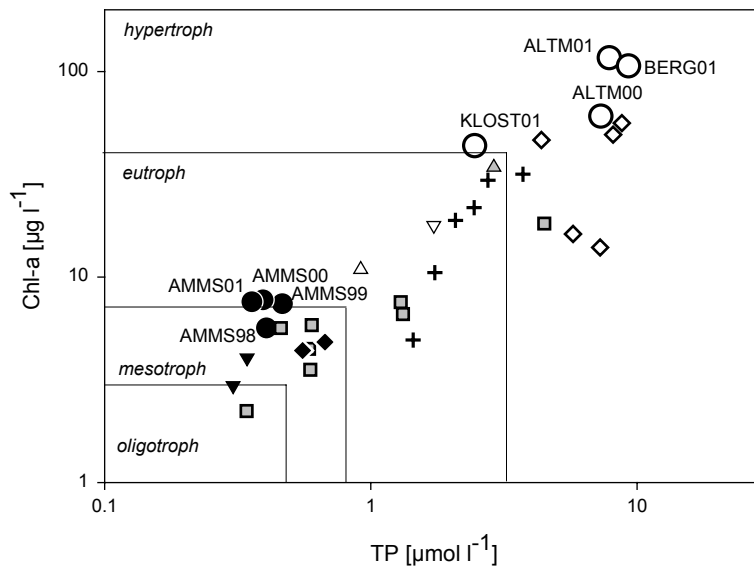
Abb. 6. Gekerbte Box-Whisker-Darstellung zu den Leitfähigkeiten (A), den pH-Werten (B) und den Konzentrationen für den gelösten organischen Kohlenstoff (DOC, C), das gelöste reaktive Silizium (D), das Eisen in der unfiltrierten Probe (E) und in der filtrierten Probe (F), das Kupfer in der unfiltrierten Probe (G) und das Verhältnis von Ammonium-Stickstoff zu Nitrat-Stickstoff (H) den vier untersuchten Gewässern. Datenbasis: Einzeldaten: Bergknappweiher, Klostersee und Altmühlsee (2000-01), Ammersee (A-B, D: 1999-2001, C-H: 2000-01).

Kupfer dagegen im Bergknappweiher und Ammersee gemessen. Anhand der Konzentrationen beider Schwermetalle lassen sich die Blaualgenmassenentwicklung in den vier Gewässern nicht erklären (Punkt 10 möglicher Ursachen der Cyanobakterienentwicklung in Kapitel 1). Im Bergknappweiher und Altmühlsee liegen höhere Konzentrationen an Ammonium-Stickstoff im Verhältnis zum Nitrat-Stickstoff als im Klostersee und Ammersee vor. Trotzdem wird in den zuerst genannten Seen nicht allein das Wachstum der nichtstickstoff-fixierenden Cyanobakterien bevorteilt und Nicht-N-fixierer treten dominant gerade im Ammersee und Klostersee auf (Punkt 5 in Kapitel 1).

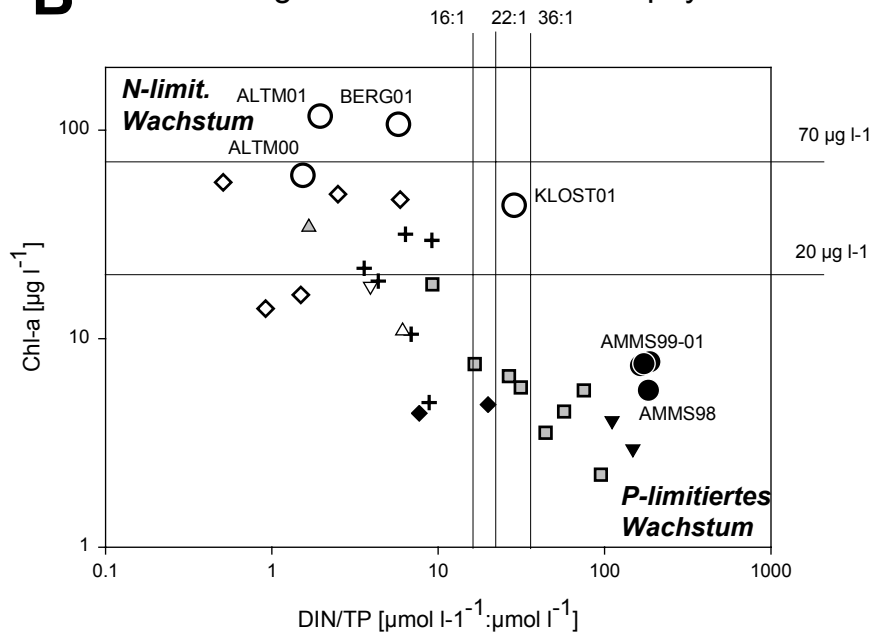
3.1.2. Die Chlorophyll-Nährstoffrelationen bei Massenentwicklungen von Cyanobakterien

Die **trophische Einstufung** der vier Gewässer nach Forsberg & Ryding (19980) wird in Abb. 7 gezeigt. Im Altmühlsee und im Bergknappweiher werden die höchsten Chlorophyllkonzentrationen bei den zugleich auch höchsten Konzentrationen von Gesamtphosphor (TP) gemessen (Abb. 7 A). Im Klostersee entwickeln sich bei vergleichsweise niedrigeren TP-Konzentrationen niedrigere

A Beziehung zw. Gesamtphosphor und Chlorophyll-a



B Beziehung zw. DIN/TP und Chlorophyll-a



- Tiefe Seen - Bayer. Alpenvorland (Ammersee)
- ▼ Tiefe Seen - Österr. Alpenvorland (Mondsee)
- Tiefe Seen - Kempten
- ◆ Tiefe Seen - Brandenburg Schorfheide-Chorin
- Flache Seen - Bayer. Alpenvorland
- + Flache Seen - Allgäuer Weiher
- △ Flache Seen - Moorsee Brandenburg Schorfheide-Chorin
- △ Flache Seen - Moorsee Berlin
- ▽ Flache Seen - Baggersee Berlin
- ◇ Flache Seen - Flußseen Dahme-Spree Berlin

Abb. 7, vorherige Seite. Beziehung zwischen den Konzentrationen des Gesamtphosphors (TP, A) und dem Verhältnis des gelösten anorganischen Stickstoffs zum TP (DIN/TP, B) und den Chlorophyllkonzentrationen in den vier untersuchten Gewässern. Zum Vergleich wurde diese Beziehung auch für andere Gewässer des Alpenvorlandes und Berlin-Brandenburg gezeigt. Einstufung nach Forsberg & Ryding, 1980; Oberflächenproben gemittelt von Juni – September. Die tiefen und flachen Seen je Region sind in Kapitel 2.2. aufgeführt.

Algenbiomassen. Die ersten beiden Seen lassen sich klar als hypertroph, der letztere See als eu- bis hypertroph einstufen. Diese Einstufung von Altmühlsee, Bergknappweiher und Klostersee als ähnlich nährstoffreiche Gewässer steht im Einklang mit der oben gezeigten limnologischen Ähnlichkeit und der Bewertung durch die Phyto- und Zooplanktonzusammensetzung. Als deutlich nährstoffärmer, d.h. meso- bis schwach eutroph, lässt sich der Ammersee einschätzen, was wiederum mit der Limnologie und der Bewertung der Planktongemeinschaften korrespondiert.

Der Vergleich mit ausgewählten anderen Gewässern zeigt, daß der Ammersee etwas nährstoffreicher als der im österreichischen Salzkammergut gelegene Mondsee ist. In beiden Seen ist *Planktothrix rubescens* regelmäßig vorhanden, wenn auch im Mondsee mit deutlich niedrigeren Biovolumina (Dokulil, unveröffentlicht). TP-Konzentrationen auf dem Niveau des Altmühlsees und des Bergknappweihers werden auch in den Flußseen des norddeutschen Flachlandes (Berlin-Brandenburg) gemessen, nur entwickeln sich in diesen niedrigere Chlorophyll-a-Konzentrationen, was auf eine geringere Algenbiomasse schließen läßt. Die Allgäuer Weiher und die tiefen Seen in Kempten zeigen eine recht enge Abhängigkeit der Algenentwicklung vom TP-Gehalt und werden in der Mehrheit als meso- bis eutroph eingeschätzt.

In der Abb. 7 B wird das **N:P-Verhältnis** in Beziehung zum Chlorophyll gestellt. Das N:P-Verhältnis fließt hier als Relation zwischen dem anorganischen Stickstoff und dem Gesamtphosphor ein. Zugleich wird eine Einschätzung gegeben, welcher der beiden Nährstoffe mit hoher Wahrscheinlichkeit begrenzend für das Algenwachstum ist.

Für den Ammersee wie auch den Mondsee wird eine **P-Limitation**, für den Altmühlsee und den Bergknappweiher eine **N-Limitation** abgeschätzt. Für den Klostersee ergibt sich hingegen ein indifferentes Verhalten gegenüber einer P- bzw. N-Limitation.

Die Phytoplanktonergebnisse im Kapitel 3.2.1 zeigen, dass die nostocalen Cyanobakterien nur im Altmühlsee und im Bergknappweiher eine Rolle spielten. Nostocale Cyanobakterien sind in der Lage Luftstickstoff in separaten Zellen, den sogenannten **Heterocyten**, zu binden. Solche Heterocyten wurden in beiden Seen zum Zeitpunkt der massiven Entwicklung dieser Arten gefunden (s. auch Tafel 2 J, K, M, N). Die Heterocyten sind eine notwendige Voraussetzung für die Stickstoff-

Fixierung. Das Vorhandensein solcher Zellen sagt aber nicht zwangsläufig, dass wirklich N_2 fixiert wird. Der energieaufwändige Prozess der Umwandlung von Luftstickstoff in Ammonium wird nur bei Mangel an energetisch günstigeren Stickstoffquellen vollzogen und dient daher der Kompensation des fehlenden Stickstoffs bei Stickstofflimitation im Gewässer (Dudel, 1989).

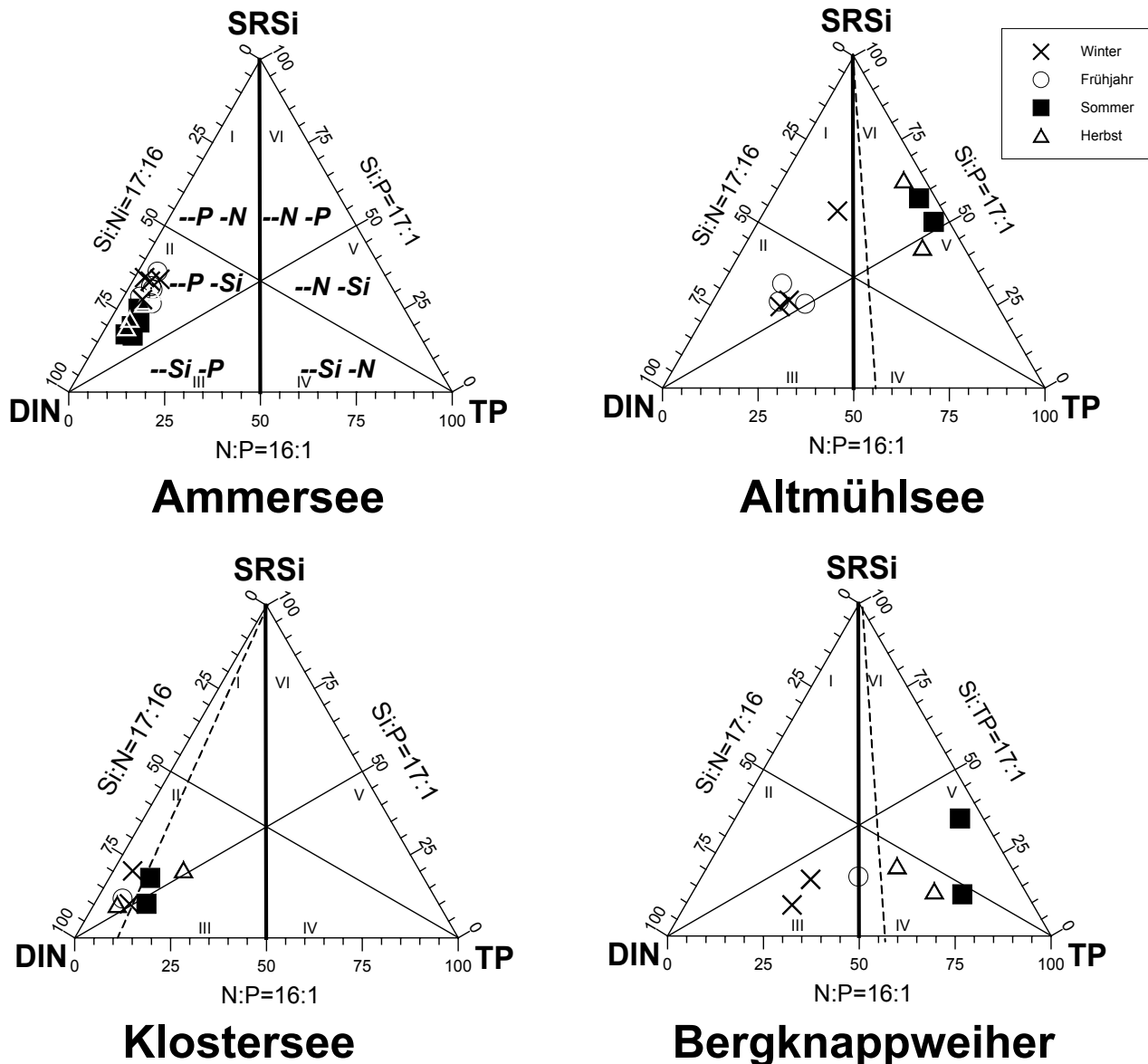


Abb. 8. Trigonale Darstellung zu den saisonalen DIN:TP:SRSi-Verhältnissen in den vier untersuchten Seen. Infolge der Skalierung der drei Elemente in den physiologischen Optimumsproportionen 16:1:17 (Teubner & Dokulil, 2002), markieren die drei Linien die molaren Verhältnisoptima $N:P=16:1$, $Si:N=17:16$ und $Si:P=17:1$. Der Schnittpunkt dieser drei Geraden in der Mitte des Dreiecks markiert das Verhältnisoptimum $N:P:Si=16:1:17$. Die Wahrscheinlichkeit einer starken Limitation ist durch „--“, die einer schwachen Limitation durch „-“ angezeigt. So wird für Punkte im Feld III mit „--Si –P“ primär eine Si-Limitation, eine schwache P-Limitation aber keine N-Limitation als wahrscheinlich angenommen. Die gestrichelte Linie separiert die Punkte für Winter und Frühjahr (linksseitig) von denen für Sommer und Herbst (rechtsseitig) und zeigt damit höhere N:P-Verhältnisse für Winter-Frühjahr gegenüber niedrigeren N:P-Verhältnissen im Sommer-Herbst an.

In den beiden Seen ohne Stickstofflimitation, d.h. im Ammersee und im Klostersee, spielen die luftstickstoff-fixierenden, nostocalen Cyanobakterien quantitativ keine Rolle. In Kapitel 3.2.1. konnte gezeigt werden, dass im Ammersee nur die oscillatoriale *Planktothrix rubescens* quantitativ ins Gewicht fällt und das Cyanobakterienplankton im Klostersee in der Kombination von chroococcalen mit oscillatorialen Taxa vorliegt.

Eine ausgeprägte N-Limitation lässt sich für kein weiteres der in Abb. 7 B dargestellten Gewässer ableiten, da bei niedrigen N:P-Verhältnissen keine mittleren Chlorophyllwerte größer als $70 \mu\text{g l}^{-1}$ für den Zeitraum von Juni bis September gemessen wurden. Nach Forsberg & Ryding (1980) lässt sich neben dem Ammersee auch für den Mondsee und für die tiefen Seen in Kempten eine starke P-Limitation ableiten.

3.1.3. Die Proportionen zwischen den drei Nährstoffen N, P und Si in blualgendominierten Gewässern

Die Proportionen zwischen den drei wesentlichen Nährelementen für die vier Gewässer sind in Abb. 8 dargestellt. Eine hohe saisonale Dynamik der **N:P:Si-Verhältnisse** lässt sich im Altmühlsee und im Bergknappweiher nachweisen. In beiden Seen wechseln die N:P-Verhältnisse von größer 16:1 im Winter-Frühjahr zu kleiner 16:1 im Sommer-Herbst (Abb. 8). Damit ergibt sich in diesen Seen vom Frühjahr zum Sommer der Wechsel von einem P-limitierten zu einem N-limitierten Wachstum. Die extrem niedrigen N:P-Verhältnisse sind, wie oben bereits erwähnt, im Zusammenhang mit dem Auftreten **nostocaler Cyanobakterien**, hauptsächlich von *Aphanizomenon*- und *Anabaena*-Taxa zu sehen. Diese sind in der Lage den Mangel an Stickstoff im Wasser durch Bindung des Stickstoffs aus der Luft zu kompensieren. Die Dreiecke sind in dem physiologischen Verhältnis von N:P:Si=16:1:17, d.h. in den Proportionen der durchschnittlichen Nährstoffaufnahme von Planktongemeinschaften, skaliert. Diese Skalierung in physiologischen Proportionen offenbart, dass in beiden Gewässern die saisonalen Schwankungen in erster Linie auf die hohe Variabilität von DIN zurückzuführen sind. Grafisch lässt sich dies an der großen Streubreite der Punkte zwischen dem DIN-Eckpunkt und der SRSi-TP-Achse ablesen (Abb. 8). Wie bereits erwähnt, können nostocale Cyanobakterien Luftstickstoff binden und somit in Gewässern mit relativ stark schwankendem Stickstoffdargebot den zeitweiligen N-Mangel gut kompensieren. Das Element mit der nächst niedrigen Schwankungsbreite ist im Altmühlsee das Silizium, im Bergknappweiher der Phosphor.

Der Unterschied zwischen dem Altmühlsee und dem Bergknappweiher ist in den höheren Silikatkonzentrationen relativ zu N und P zu sehen (Abb. 8). Im Einklang damit entwickeln sich die

silikatnutzenden Algen, d.h. die Kieselalgen, stärker im Altmühlsee als im Bergknappweiher (s. Pennales im Herbst in Abb. 12 und 14).

Das charakteristische Bild der saisonalen Dynamik in Flachseen (Teubner & Dokulil, 2002), nämlich hohe N:P-Verhältnisse im Winter-Frühjahr und niedrige Verhältnisse im Sommer-Herbst zeigt sich bis auf einen Herbstwert auch im Klostersee (Abb. 8). Dieser eine untypische Herbstwert dürfte ein Ausreißer infolge sehr hoher $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen sein. Dennoch erscheint die verhältnismäßig geringe Erniedrigung des N:P-Verhältnisses im Sommer untypisch für einen eutrophierten Flachsee. Die Ursachen sind in einer verminderten Rücklösung von Phosphor aus dem Sediment (oxidierte Sedimentoberfläche wegen Durchmischung des ganzen Wasserkörpers bzw. wegen $\text{NO}_3\text{-}$ Eintrag) oder in einem erhöhten Eintrag von N aus dem Einzugsgebiet in dieser Zeit zu sehen. Eingedenk des $\text{NO}_3\text{-}$ Ausreißers ist die zweite Ursache wohl wahrscheinlicher. Bei diesen verhältnismäßig hohen N-Konzentrationen ist bereits bei nur geringer Erhöhung von P ein starkes Algenwachstum, vergleichbar mit dem im Bergknappweiher und im Altmühlsee, zu erwarten.

Das limitierende Element der 3 Nährstoffe im Ammersee ist der Phosphor. Die parallele Anordnung der Saisonpunkte zur DIN-SRSi-Achse zeigt relativ hohe Schwankungen in den Si:N-Verhältnissen bei konstant niedrigen P-Konzentrationen an. Ähnlich wie in den Seen des österreichischen Salzkammergutes (Teubner, unveröffentlicht) sind immer **relativ hohe N-Konzentrationen** trotz des mesotrophen Zustandes vorhanden. Das Algenwachstum wird in diesen Seen vom Phosphor klar limitiert.

Die DIN:TP:SRSi-Verhältnisse berechnet als Gewässermittel sind in Abb. 9 abgebildet. Die Proportionen zwischen N, P und Si liegen im Altmühlsee und im Bergknappweiher nahe dem **Verhältnisoptimum**, was durch die nahe Lage des jeweiligen Punktes zum Schnittpunkt der drei Geraden angezeigt wird. Die Abweichung vom Optimum beim Bergknappweiher ist hauptsächlich auf zu niedrige Silikatkonzentrationen zurückzuführen und daher eher unwesentlich. Höchste Algenmassenentwicklungen sind gerade in solchen Seen zu erwarten, in denen die Nährstoffe neben hohen absoluten Konzentrationen auch in den optimalen Proportionen zueinander vorliegen. Beide Gewässer erfüllen diese Voraussetzungen.

Wie bereits bei der trophischen Einstufung ähnelt der Ammersee hinsichtlich der DIN:TP:SRSi-Verhältnisse wiederum sehr dem alpinen Mondsee im Salzkammergut (Abb. 8). Im Mondsee liegen im Epilimnion niedrigere DIN- und dafür aber höhere SRSi-Konzentrationen vor (Punkt für den Mondsee weiter entfernt vom DIN-Eckpunkt als der für den Ammersee), was den stärker mesotrophen Charakter des Mondsees gegenüber dem Ammersee unterstreicht.

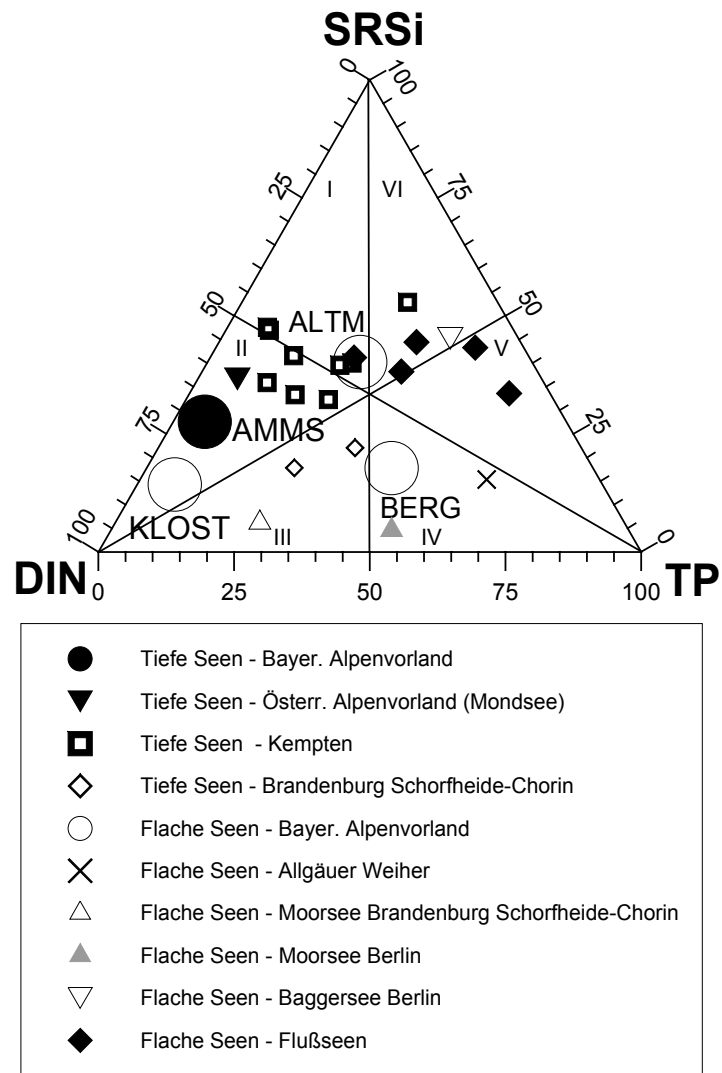


Abb. 9. Trigonale Darstellung zu den DIN:TP:SRSi-Verhältnissen in den 4 untersuchten Seen im Vergleich mit anderen Gewässern.
 Skalierung wie nach dem Verhältnisoptimum DIN:TP:SRSi=16:1:17 und Linien für Optima wie in Abb. 8.
 Datenbasis: Gewässermittelwerte (s. Kapitel 2.6.).

3.2. Die Dominanz der Cyanobakterien in den Planktongemeinschaften

3.2.1. Die Zusammensetzung des Phytoplanktons

Das Phytoplankton der vier untersuchten Gewässer ist insbesondere im Sommer durch Blaualgenblüten geprägt. Im Ammersee bildet das Cyanobakterium *Planktothrix rubescens* während der thermischen Schichtung massive Biovolumina in 10-12 m Tiefe (Abb. 10-11). Im Unterschied zu den übrigen untersuchten Gewässern beschränkt sich die Dominanz der Cyanobakterien im Ammersee im wesentlichen auf dieses eine Taxon. Das Cyanobakterienplankton der anderen Seen ist durch eine Vielzahl anderer potentieller Toxinbildner geprägt (Chorus & Bartram, 1999). Dies sind hauptsächlich die chroococcalen Taxa der Gattung *Microcystis*, die in allen drei Gewässern vorkommen (*M. aeruginosa*, *M. flos-aquae*, *M. ichtyoblabe*, *M. novacekii*, *M. viridis*, *M. wesenbergii*). Eine Kombination von chroococcalen und nostocalen Cyanobakterien tritt im Bergknappweiher und im Altmühlsee, die Kombination von chroococcalen und oscillatorialen Taxa im Klostersee auf (Abb. 12-14). Das Spektrum von *Aphanizomenon*-Arten im Bergknappweiher (Tab. 1) spiegelt mit der dominanten *A. flos-aquae* und der Subdominanz von *A. gracile* den nährstoffreichen und mit *A. skujae* zugleich den dystrophen Aspekt dieses Gewässers wieder. Im Klostersee ist als Besonderheit das Vorkommen der nostocalen *Cylindrospermopsis raceborski* erwähnenswert, wobei dieses Taxon nur äußerst niedrige Biovolumina aufbaut. Typische Vertreter des oscillatorialen Cyanobakterienplanktons im Klostersee sind *Pseudanabaena*, *Limnothrix* und *Planktolyngbya*.

Das Plankton im Ammersee ist durch eine Vielzahl begeißelter Formen, insbesondere durch die Artenvielfalt an Chrysophyceen, geprägt und entspricht damit dem typischen Phytoplankton eines mesotrophen tiefen Sees. Coccale Grünalgen treten in hoher Artenvielfalt im Altmühlsee und Klostersee auf. Im Bergknappweiher dagegen waren hohe Biovolumenanteile der Cryptophyceen auffallend. Die Artenvielfalt von Euglenophyceen und das völlige Ausbleiben von Dinoflagellaten spiegeln die Besonderheit des Phytoplanktons im Altmühlsee wieder.

Eine detaillierte Liste zu den gefundenen Taxa (Tab. 1), eine Fototafel zu den häufigen Cyanobakterien (Tafel 2) und Grafiken zur saisonalen Entwicklung der Individuenzahlen und der Biovolumina diverser Algengruppen in den vier Gewässern (Abb. 10, 12-14) sowie die Vertikalverteilung der wesentlichen Algengruppen über die Wassersäule von 0 bis 20m im Ammersee (Abb. 11) beschreiben einführend die Phytoplanktonzusammensetzung der blualgendominierten Gewässer.

Eine Übersicht zu den 183 gefundenen Taxa in den vier untersuchten Gewässern wird in Tab. 1 gegeben. Für die Arten im Ammersee ist das bevorzugte Vorkommen in der epilimnetischen bzw. metalimnetischen Schicht angegeben. Typische Vertreter der Cyanobakterien werden in Tafel 2, weitere eukaryotische Taxa in Tafel 3 im Kapitel 3.4.3 gezeigt. Die Vertikalverteilung der Arten im Ammersee wird detailliert in den Kapiteln 3.2.1.2 und 3.4.1-3 dargestellt. Im folgenden werden die

Artenspektren sowie quantitative Aspekte des Phytoplanktons in den vier Seen beschrieben. Entsprechend der Höhe der Phytoplanktonbiovolumina werden die Gewässer trophisch eingestuft.

Tabelle 1. Vorkommen der Taxa im Phytoplankton. Für den Ammersee sind die Taxa bezüglich ihres Vorkommens getrennt nach Epilimnion (EPI) und Metalimnion (META) aufgeschlüsselt. AMMS: + = vorhanden; ++ = häufig vorhanden; --- = nicht nachgewiesen; für BERG, KLOST und ALTM: x - nachgewiesen. (Daten ALTM von der Arbeitsgruppe D. Krause, Wasserwirtschaftsamt Ansbach).

	AMMS EPI	AMMS META	BERG	KLOST	ALTM
CYANOPHYCEAE (39 Taxa)					
Chroococcales					
<i>Aphanocapsa</i>			X	X	-
<i>Aphanothece clathrata</i> W et G. S. WEST			X	X	-
<i>Chroococcus limneticus</i> LEMM.	+	---	X	X	-
<i>Chroococcus minutulus</i> KÜTZ. (NÄG.)	+	+	X	-	-
<i>Chroococcus</i> sp.	+	+	-	-	-
<i>Snovella lacustris</i> (CHOD) KOM. et. HIND.	+	+	X	X	-
<i>Merismopedia</i> sp.	+	---	-	-	-
<i>Microcystis aeruginosa</i> (KÜTZ.) KÜTZ			X	X	X
<i>Microcystis flos-aquae</i> KÜTZ.	---	+	X	X	X
<i>Microcystis ichtyoblabe</i> KÜTZ.			X	X	-
<i>Microcystis incerta</i> (LEMM.) LEMM.			X	-	-
<i>Microcystis novacekii</i> (KOM.) COMP.			X	X	X
<i>Microcystis viridis</i> (A. BRAUN) LEMM.			X	X	-
<i>Microcystis wesenbergii</i> (KOM.) KOM.			X	X	-
<i>Microcystis</i> sp.	+	+	-	-	-
<i>Radiocystis</i> sp.	+	+	-	-	-
<i>Synechococcus</i> sp.			-	-	-
<i>Woronichinia compacta</i> (LEM.) KOM. Et. HIND.			X	X	
<i>Woronichinia naegelianae</i> (UNGER) ELINK.			X	-	-
Oscillatoriales					
<i>Limnothrix redekei</i> (VAN GOOR) MEFFERT			X	X	-
<i>Oscillatoria limosa</i> AG ex. GOM			X	X	-
<i>Oscillatoria</i> sp.			-	-	X
<i>Planktolyngbya circumcreta</i>			X	X	-
<i>Planktolyngbya subtilis</i> (W. WEST) ANAGN. et KOM.			X	X	-
<i>Planktolyngbya</i> sp.	+	+	-	-	-
<i>Planktothrix agardhii</i> (GOM) ANAGN. et KOM.			X	X	-
<i>Planktothrix rubescens</i> (DC ex. GOM) ANAGN. et KOM.	+	++	-	-	-
<i>Pseudanabaena catenata</i> LAUTERB.			X	X	-
<i>Pseudanabaena</i> sp.			X	X	-
Nostocales					
<i>Anabaena flos-aquae</i> BREB. ex BORN et FLAH.			X	X	X
<i>Anabaena lemmermannii</i> BORY	+	+	X	X	-
<i>Anabaena solitaria</i> KLEB.			X	X	-
<i>Anabaena spiroides</i> KLEB.	++	+	-	-	-
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> RALFS ex BORN. et FLAH.			X		X
<i>Aphanizomenon gracile</i> (LEMM) LEMM.			X	X	-
<i>Aphanizomenon skujae</i> KOMARKOVA et CRONBERG			X	X	-
<i>Aphanizomenon</i> sp.			X	X	-
<i>Cylindrospermopsis raceborski</i> SENAYA et SUBBA RAJU			-	X	-
<i>Gloeotrichia</i> sp.			X	-	-
BACILLARIOPHYCEAE (21 Taxa)					
Centrales					
<i>Aulacoseira islandica</i> (MÜLLER) SIMONSEN	---	+	-	-	-
<i>Aulacoseira granulata</i> (EHRENB.) SIMONSEN	+	++	X	X	X
<i>Melosira varians</i> AGARDH			X	X	X

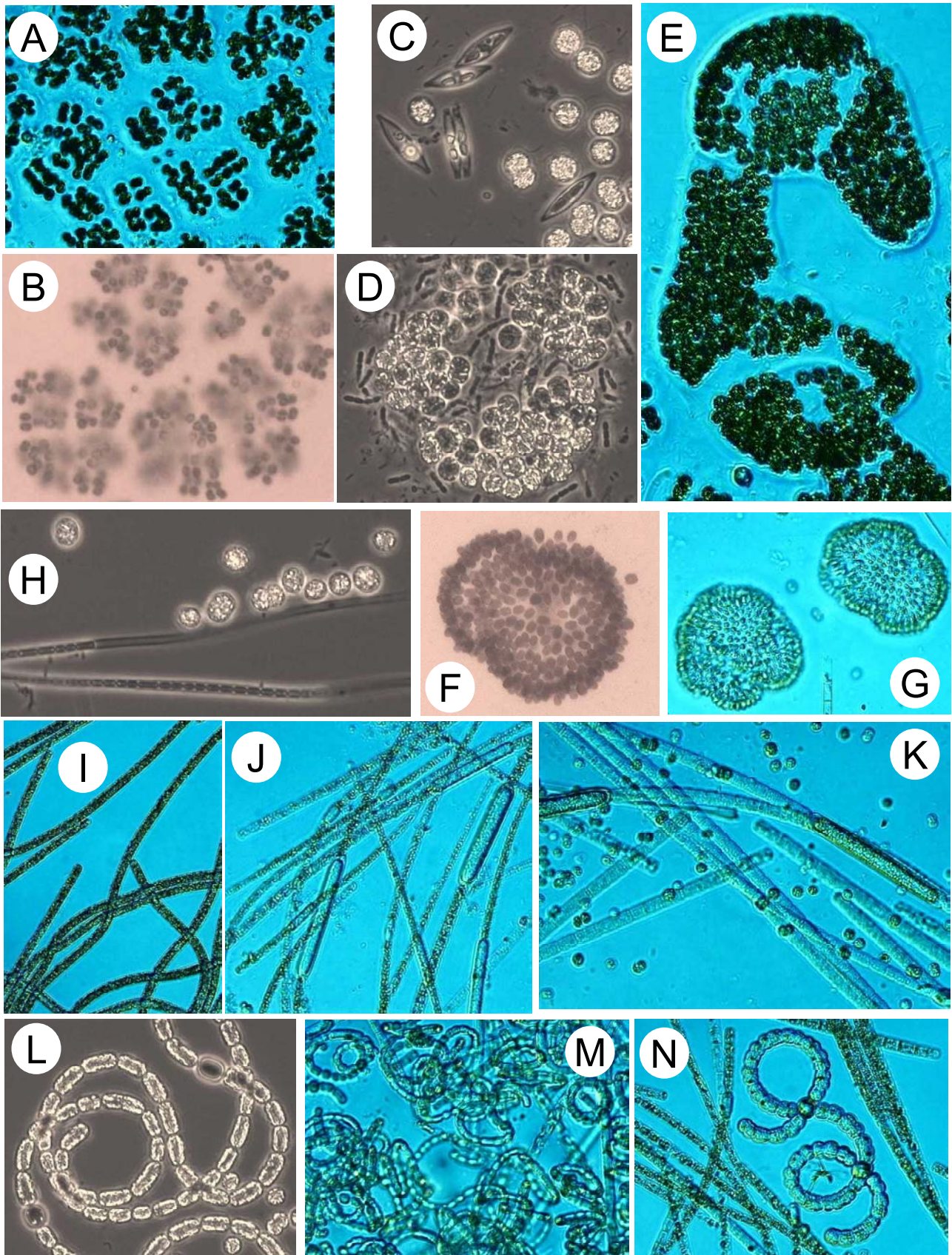
Gruppe einzelliger zentrischer Diatomeen	+	+	X	X	X
Pennales					
<i>Amphora ovalis</i> (KÜTZ.) KÜTZ.			-	-	X
<i>Asterionella formosa</i> HASSALL	+	+	X	X	X
<i>Cymatopleura elliptica</i> (BREB.) W. SMITH			-	-	X
<i>Cymatopleura solea</i> (BREB.) W. SMITH			-	-	X
<i>Cymbella sinuata</i> GREGORY	---	+	-	-	-
<i>Diatoma vulgare</i> BORY			-	-	X
<i>Fragilaria crotonensis</i> KITTON	++	+	X	X	-
<i>Fragilaria ulna</i> (NITZSCH) LANGE-BERTALOT	+	+	-	-	-
<i>Synedra acus</i> var. <i>angustissima</i> GRUNOW	++	+	-	-	-
<i>Navicula radiosa</i> KÜTZ.	---	+	-	-	-
<i>Navicula</i> sp.			-	-	X
<i>Nitzschia acicularis</i> W. SMITH			X	X	X
<i>Nitzschia sigmoidea</i> (EHRENB.) W. SMITH					X
<i>Nitzschia</i> sp.	---	+	X	X	-
<i>Tabellaria flocculosa</i> (ROTH) KÜTZ.	++	+	-	-	-
			-	-	-
CRYPTOPHYCEAE (10 Taxa)					
<i>Chilomonas</i> sp.			X	X	-
<i>Chroomonas</i> sp.	---	+	-	-	X
<i>Cryptomonas erosa</i> EHRENB.	++	+	X	X	X
<i>Cryptomonas marssonii</i> SKUJA	+	+	X	X	-
<i>Cryptomonas ovata</i> EHRENB.			X	X	-
<i>Cryptomonas rostratiformis</i> SKUJA	+	+	X	X	-
<i>Cryptomonas</i> sp.			-	-	X
<i>Katablepharis</i> cf. <i>ovalis</i> SKUJA	+	+	-	-	-
<i>Rhodomonas lens</i> PASCHER et RUTTNER	+	+	X	X	-
<i>Rhodomonas minuta</i> var. <i>nannoplantica</i> SKUJA	++	+	X	X	-
EUGLENOPHYCEAE (12 Taxa)					
<i>Euglena acus</i> EHRENB.			-	-	X
<i>Euglena oxyurus</i> EHRENB.			-	-	X
<i>Euglena</i> sp.			X	X	X
<i>Lepocinclis ovum</i> (EHRENB.) LEMM:			-	-	X
<i>Phacus longicauda</i> (EHRENB.) DUJARD.			-	-	X
<i>Phacus minutus</i> EHRENB.			-	-	X
<i>Phacus platyaulax</i> POCHMANN			-	-	X
<i>Phacus tortus</i> EHRENB.			-	-	X
<i>Phacus triqueter</i> EHRENB.			-	-	X
<i>Phacus</i> sp.			-	-	X
<i>Trachelomonas volvocina</i> EHRENB.	---	+	-	-	X
<i>Trachelomonas</i> sp.			-	-	X
CHLOROPHYCEAE (69 Taxa)					
Volvocales					
<i>Carteria</i> sp.	+	---	X	X	-
<i>Chlamydomonas</i> sp.			X	X	-
<i>Pandorina morum</i> (O.F. MÜLLER) BORY			X	-	-
<i>Phacotus lenticularis</i> STEIN	++	+	-	-	X
cf. <i>Pteromonas</i> sp.			X	-	-
<i>Tetraselmis</i> sp.	+	+	-	-	-
Chlorophyceae sensu lato					
<i>Actinastrum hantzschii</i> LAGERH.			X	X	X
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (CHORDA) RALFS			X	X	-
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i> CHORDA			X	-	-
<i>Ankyra judayi</i> (G.G. SMITH) FOTT			X	-	X
<i>Ankyra lanceolata</i> (KORS.) FOTT			-	-	X
<i>Botryococcus braunii</i> KÜTZ			X	-	-
<i>Closteriopsis longissima</i> (LEMM.) LEMM.			X	X	-
<i>Coelastrum astroideum</i> DE-NOT.			X	X	X
<i>Coelastrum microporum</i> NÄGELI	---	---	X	-	X

<i>Coenochloris</i> sp.			X	X	-
<i>Crucigenia fenestrata</i> (SCMIDLE) SCHMIDLE			-	-	X
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (KIRCHNER) W. et G. S. WEST	+	---	-	-	-
<i>Crucigeniella rectangularis</i> (NÄG.) KOM.			-	-	X
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> NÄG.			-	-	X
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> WOOD.			-	-	X
<i>Elakatothrix genevensis</i> HIND.	+	+	X	X	-
<i>Eutetramorus fottii</i> (<i>Coenococcus fottii</i>) (HIND.) KOM.	+	+	-	-	-
<i>Golenkinia</i> sp.			X	X	-
<i>Kirchneriella</i> sp.			-	-	X
<i>Lagerheimia citrifformis</i> (SNOW) COLLINS			X	X	-
<i>Lagerheimia genevensis</i> (CHOD.) CHOD.			-	-	X
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (KORŠIKOV) HIND.	x	---	-	-	X
<i>Monoraphidium contortum</i> (THUR.) KOM.-LEGN.			X	X	X
<i>Monoraphidium griffithii</i> (BERK.) KOM.-LEGN.			-	-	X
<i>Monoraphidium indicum</i> (THUR.) KOM.-LEGN.			-	-	X
<i>Monoraphidium irregulare</i> (THUR.) KOM.-LEGN.			-	-	X
<i>Monoraphidium minutum</i> (NÄG.) KOM.-LEGN.			-	-	X
<i>Monoraphidium tortile</i> (THUR.) KOM.-LEGN.			-	-	X
<i>Monoraphidium</i> sp.	+	---	-	-	-
<i>Oocystis</i> cf. <i>borgei</i> SNOW	+	---	-	-	-
<i>Oocystis lacustris</i> CHODAT	+	+	X	X	X
<i>Oocystis parva</i> WEST	+	---	X	X	
<i>Pediastrum boryanum</i> (TURP.) MENEG.	+	+	X	X	X
<i>Pediastrum duplex</i> MEYEN			X	X	X
<i>Pediastrum simplex</i> MEYEN			X	X	X
<i>Pediastrum tetras</i> (EHRENB.) RALFS	+	---	X	X	-
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i> G.M. SMITH sensu SKUJA			-	-	X
<i>Pseudodictyosphaerium minusculum</i> HIND.	+	+	-	-	-
<i>Quadrigula</i> sp.			-	-	X
<i>Radiococcus</i> sp.	---	+	X	X	-
<i>Scenedesmus armatus</i> (CHOD.) CHOD.	---	+	-	-	-
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (TURPIN) BRÉBISSEON sensu CHODAT	---	+	X	X	X
<i>Scenedesmus</i> spp.	---	+	X	X	X
<i>Schroederia setigera</i> (SCHRÖD.) LEMMM:			X	-	X
<i>Schroederia spiralis</i> (PRINTZ) KORS.			-	-	X
<i>Tetrachlorella alternans</i> (G.M. SMOTH) KORS.			X	-	-
<i>Tetrachlorella incerta</i> HIND.	+	+	-	-	-
<i>Tetraedron caudatum</i> (CHOD.) HANSGIRG			X	-	-
<i>Tetraedron incus</i> (TEIL.) G.M. SMITH			X	-	---
<i>Tetraedron minimum</i> (A.BRAUN) HANSGIRG	+	+	X	X	X
<i>Tetrastrum komarekii</i> HIND.	+	---	X	X	X
<i>Tetrastrum triangulare</i> (CHOD.) KOM.			-	-	X
Ulotrichales					
<i>Koliella longiseta</i> (VISCH.) HIND.			X	X	-
Desmidiaceae					
<i>Closterium aciculare</i> T. WEST			X	X	X
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i> (LEMM.) W. KRIEG			X	X	X
<i>Closterium ceratium</i>			-	-	X
<i>Closterium limneticum</i> LEMM.			X	X	X
<i>Closterium pronum</i>			-	-	X
<i>Cosmarium depressum</i> (NÄGELI) LUND	+	+	-	-	-
<i>Cosmarium pygmeum</i> ÄRCH.			X	X	-
<i>Staurastrum paradoxon</i> (MEYEN)			-	-	X
<i>Staurastrum</i> spp.	x		X	X	X
HAPTOPHYCEAE (1 Taxon)					
<i>Chrysochromulina parva</i> LACKEY	++	+	-	-	-
			-	-	-
CHRYSOPHYCEAE (21 Taxa)					
<i>Bitrichia chodati</i> (REVERDIN) HOLLANDE	+	+	-	-	-

<i>Chromulina</i> spp.	++	+	-	-	-
<i>Chrysococcus rufescens</i> KLEBS	+	+	-	-	-
<i>Chrysococcus</i> sp.			-	-	X
<i>Chrysolykos planktonicum</i> MACK	++	+	-	-	-
<i>Dinobryon bavaricum</i> IMHOF	++	+	X	X	-
<i>Dinobryon acuminatum</i> RUTTNER	+	---	-	-	-
<i>Dinobryon divergens</i> IMHOF	+	+	X	X	-
<i>Dinobryon sociale</i> EHRENB.	++	+	X	X	-
cf. <i>Gloeobotritis</i> sp. PASCHER	---	+	-	-	-
<i>Kephyrion</i> cf. <i>mastigophorum</i> SCHMID	+	---	-	-	-
<i>Kephyrion rubi-claustrii</i> CONRAD	+	---	-	-	-
<i>Mallomonas caudata</i> IVANOV emend. KRIEGER	+	+	-	-	-
<i>Mallomonas</i> cf. <i>tonsurata</i> TEILING emend. KRIEGER	++	+	-	-	-
<i>Ochromonas</i> cf. <i>margaritata</i> SKUJA	+	+	-	-	-
<i>Ochromonas</i> sp.			X	X	-
<i>Pseudokephyrion</i> cf. <i>entzii</i> CONRAD	++	+	-	-	-
cf. <i>Pseudopedinella erkensis</i> SKUJA	++	+	-	-	-
<i>Stichogloea doerderleinii</i> (SCHMIDLE) WILLE	+	---	-	-	-
<i>Synura</i> sp.			X	X	-
<i>Uroglena</i> sp.	++	+	-	-	-
DINOPHYCEAE (10 Taxa)					
<i>Amphidinium</i> sp. CLAPARÈDE & LACHMANN	---	+	-	-	-
<i>Ceratium hirundinella</i> (O. F. MÜLLER) DUJARDIN	++	+	X	-	-
<i>Gymnodinium helveticum</i> PENARD	+	+	-	-	-
<i>Gymnodinium</i> spp.	+	+	X	X	-
<i>Gymnodinium uberrimum</i> (ALLMAN) KOFOID et SWEZY	+	+	-	-	-
<i>Peridiniopsis penardiiformis</i>	+	+	-	-	-
<i>Peridinium inconspicuum</i> LEMM.	+	+	-	-	-
<i>Peridinium willei</i> HUITFELD-KAAS	+	+	-	-	-
<i>Peridinium</i> sp.			X	X	-
<i>Woloszinskia</i> / <i>Peridiniopsis</i> sp.	+	++	-	-	-

3.2.1.1. Das Artenspektrum im Ammersee

Das Artenspektrum des Phytoplanktons im Ammersee unterscheidet sich sehr deutlich von dem der übrigen drei untersuchten Gewässer. Es wurden insgesamt 83 Taxa gefunden, wobei die Gruppe der einzelligen zentrischen Diatomeen nicht nach Arten aufgeschlüsselt ist (Tab. 1). Auffallend ist die Artenvielfalt bei den Goldalgen (Chrysophyceen) im Ammersee, die mit 18 Taxa vertreten sind. Es folgen bezüglich der Vielfältigkeit in den taxonomischen Gruppe die Grünalgen (Chlorococcales), die Kieselalgen (Bacillariophyceen), die Cyanobakterien (Cyanophyceen), die Dinoflagellaten (Dinophyceen) und die Cryptophyceen. Die Euglenophyceen kommen nur mit 1 Taxon vor. Die **Cyanobakterien** sind am meisten mit kugelförmigen, kolonialen Taxa der Ordnung Chroococcales (wie die Gattung *Chroococcus*, *Gomphosphaeria* und *Microcystis*) vertreten, während die beiden fädigen Ordnungen, die Oscillatoriales und Nostocales, mit nur je 2 Taxa vorkommen. Unter den Oscillatoriales ist *Planktothrix rubescens* immer wieder die häufigste Blaualge im Ammersee (Morscheid & Morscheid, 2001). Von beiden *Anabaena*-Arten der Ordnung Nostocales wurden auch die Heterocyten regelmäßig gefunden.



Tafel 2. Häufige Cyanobakterientaxa in den vier Gewässern: Chroococcales (A-G), Oscillatoriales (H-I) und Nostocales (J-N). *Microcystis viridis* (A-B), *M. aeruginosa* mit Endophyten *Nitzschia fonticola* (C) bzw. *Pseudanabaena mucicola* (D, Tschang, 1988), *M. wesenbergii* (E), *Woronichinia compacta* (F-G), *Planktolynghya subtilis* (H), *Planktothrix rubescens* (I), *Aphanizomenon flos-aquae* mit Dauerzellen und Heterocyten (J-K), *Anabaena lemmermannii* mit Heterocyten (L-M), *A. flos-aquae* mit Heterocyten und *Aphanizomenon flos-aquae* (N). Klostersee (A-E, H-I, L), Bergknappweiher (G, K, M, N), Ammersee (I), Altmühlsee (J).

Die zentrischen Kieselalgen sind mit zwei fädigen *Aulacoseira*-Arten (*A. islandica* und *A. granulata*) und von den solitären Gattungen, insbesondere von *Stephanodiscus* (*S. neoastrea*) und *Cyclotella*, vertreten. Die verschiedenen, unter dem Umkehrmikroskop schwierig bestimmbaren *Cyclotella*-Arten gehören zu den Sippen *C. comensis* und *C. stelligera*. Innerhalb der Ordnung Pennales gehören nur *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis*, *Fragilaria ulna* (*Synedra acus*) und *Tabellaria flocculosa* zu den planktischen Diatomeen, während alle anderen bestimmten Taxa (Tab. 1) typisch benthisch sind und wahrscheinlich von den Seeufern ausgewaschen wurden.

Insgesamt spiegelt die Artenzusammensetzung im Ammersee das **typische Plankton** von großen, tiefen und **oligo-mesotrophen Seen** des nördlichen und südlichen Alpenrandes (Salmaso, 2002) wider, wobei fädige Cyanobakterien, Kieselalgen und begeißelte Artengruppen (Chrysophyceen, Dinophyceen und Cryptophyceen) eine wichtige sowohl qualitative als auch quantitative Rolle spielen. Die ermittelte Artenzusammensetzung weist keine bedeutenden Unterschiede zu früheren Untersuchungen auf (Morscheid & Morscheid, 2001).

3.2.1.2. Quantitative Aspekte im Ammersee

Im Laufe der Untersuchungsperiode (16.8.2000 – 5.9.2001) war eine deutliche Saisonalität sowohl der integrierten Individuenanzahl als auch des integrierten Biovolumens der verschiedenen Taxa und Algengruppen zu erkennen (Abb. 10 A-D).

Die begeißelten Goldalgen, die Cryptophyceen und die Kieselalgen (als Gesamtgruppe) waren die dominanten Gruppen bezüglich der Individuenanzahl (Abb. 10 A). Während die Goldalgen in ihrer Anzahl im Laufe der Untersuchungsperiode quasi gleich blieben, zeigten sich für die Cryptophyceen und vor allem für die Kieselalgen markante saisonale Schwankungen (Abb. 10 A). Die Cryptophyceen waren häufiger im Frühjahr und vor allem im Herbst vertreten. Die Kieselalgen erreichten ihre Jahresmaxima von April/Mai bis in den Hochsommer. Der Verlauf der prozentualen Anteile dieser zwei Algengruppen (Abb. 10 B) zeigt deutlich eine synchrone Entwicklung, wobei der Anteil der Kieselalgenzellen wesentlich größer ist als der der Cryptophyceen-Zellen. Trotz einer allgemein ähnlichen saisonalen Entwicklung für die drei Kieselalpengruppen, zeigten sich für die solitären, kleinen, zentrischen Arten mit den größten Individuenzahlen, insbesondere für *Cyclotella* ssp., auch die stärksten Schwankungen. Die filamentösen zentrischen Arten der Gattung *Aulacoseira* spielten eine sehr marginale Rolle, genauso wie die Dinoflagellaten und die Grünalgen. Die Grünalgen erreichten trotz großer Artenvielfalt nur im Hochsommer kurzfristig ein Maximum von 0,3 Millionen Zellen pro Liter.

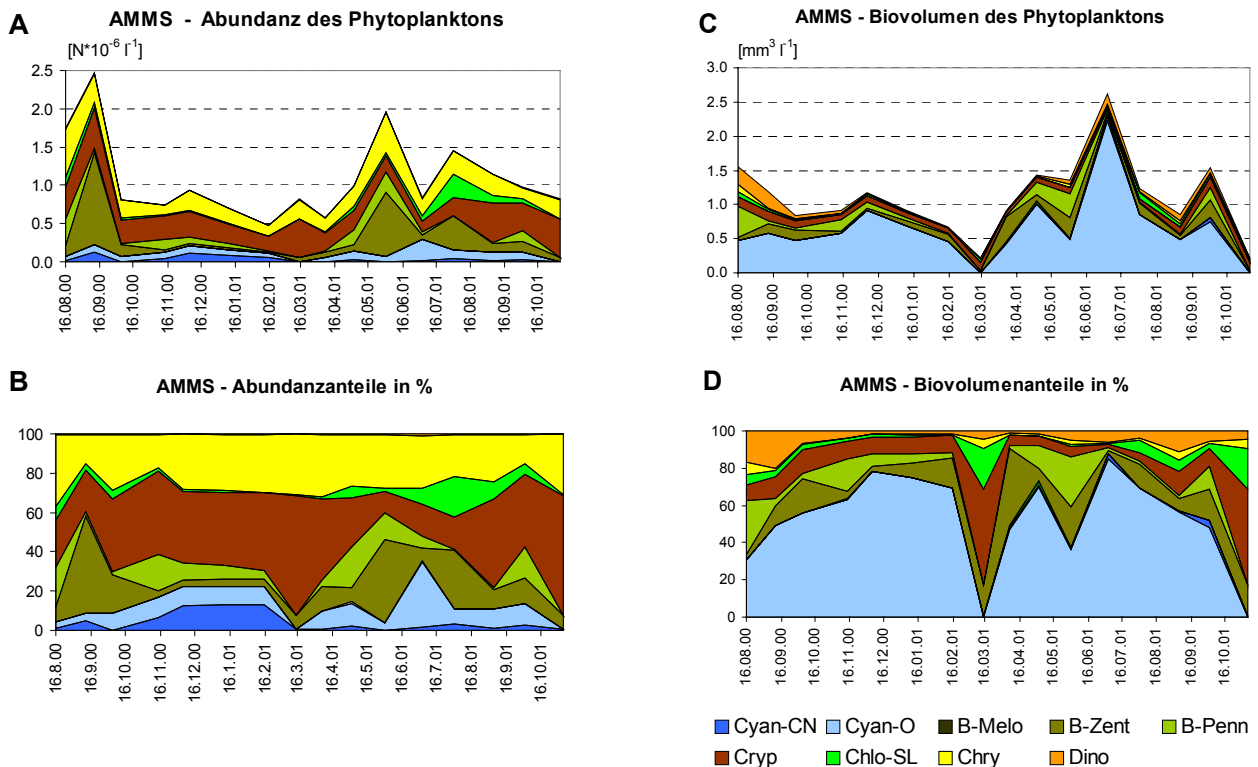
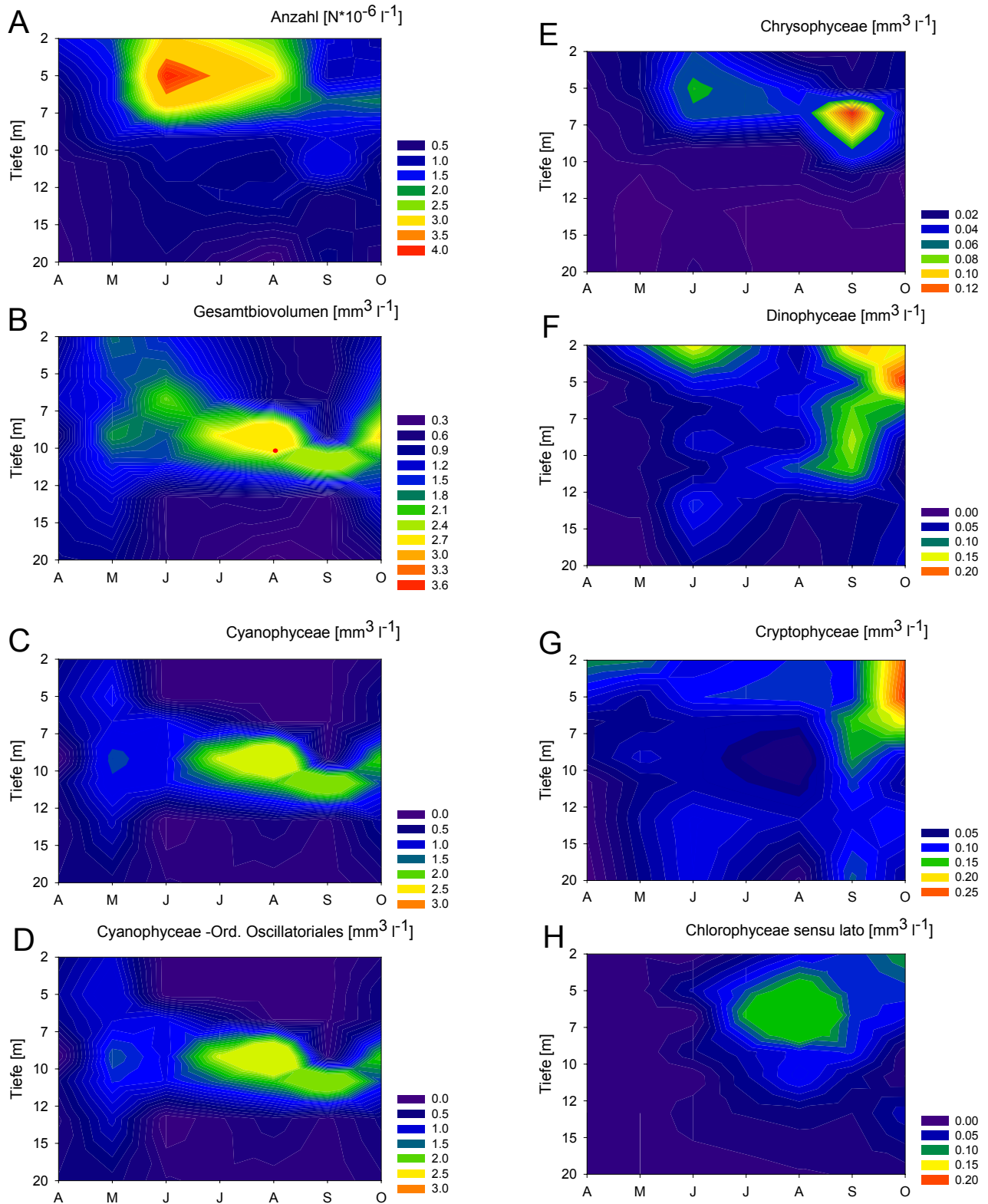


Abb. 10. Phytoplankton im Ammersee in der Untersuchungsperiode 16.8.2000 - 5.11.2001 (integrierte Proben 0-20 m). Die Individuenzahl (A-B) und das Biovolumen (C-D) diverser Algengruppen in absoluten Werten bzw. prozentualen Anteilen.

Abkürzungen: Cyan-CN – chroococcale + nostocale Cyanobakterien; Cyan-O – oscillatoriale Cyanobakterien; B-Melo – Bacillariophyceen Melosira/Aulacoseira; B-Zent – Bacillariophyceen, einzellig zentrisch; B-Penn – Bacillariophyceen, Pennales; Cryp – Cryptophyceen; Chlo-SL – Chlorophyceen, sensu lato; Chry – Chrysophyceen; Dino – Dinophyceen.

Die integrierten Individuenzahlen der **Cyanobakterien** waren relativ gering und konstant über die gesamte Untersuchungsperiode. Innerhalb der Gruppe erreichten Arten der Chroococcales (*Chroococcus*, *Gomphosphaeria* und *Microcystis*) maximale Zellzahlen sowohl im Spätsommer (August bis September 2000 und 2001) als auch im Winter (bis $0,1 \cdot 10^6$ Individuen l⁻¹), d.h. ca. 10 % von Dezember 2000 bis Februar 2001. *Planktothrix rubescens* dagegen zeigte ein deutliches Maximum im Frühsommer 2001 ($0,3 \cdot 10^6$ Trichome l⁻¹ und damit ca. 10 %) und zwei temporäre Maxima im März und November 2001 (Abb. 10 A).

Die integrierten Werte des Phytoplanktonbiovolumens und die Prozentanteile der verschiedenen Algengruppen während der ganzen Untersuchungsperiode sind in Abb. 10 C-D dargestellt. Der Medianwert des Biovolumens ist ca. $1 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$, was einem oligotrophen (Vollenweider, 1968) beziehungsweise einem mesotrophen Zustand entspricht (Heinonen, 1980; Rott, 1984).



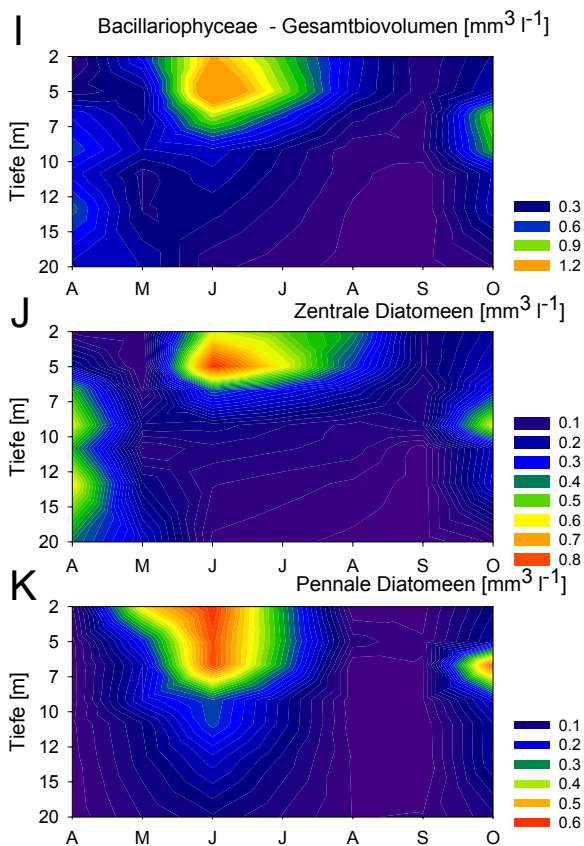


Abb. 11 A-K. Tiefenverteilung des Phytoplankton im Ammersee von April bis Oktober 2001.

A Abundanz, B-K Biovolumina.
 A-B Gesamtphytoplankton
 C - Cyanobakterien
 D - Oscillatoriale Cyanobakterien
 E - Chrysophyceen
 F - Dinophyceen
 G - Cryptophyceen
 H - Chlorophyceen
 I – Diatomeen
 J - Zentrale Diatomeen
 K – Pennale Diatomeen

Gewöhnlich schwanken die Biovolumenwerte um $1 \text{ mm}^3 \text{l}^{-1}$ während der ganzen Vegetationsperiode (Abb. 10 C). Ein Biovolumenmaximum von $2,6 \text{ mm}^3 \text{l}^{-1}$ wurde Anfang Juli 2001 für die integrierte Probe von 0-20 m erreicht. Minimale Werte wurden zu Beginn und am Ende der sommerlichen Vegetationsperiode im Jahr 2001 gemessen (ca. $0,2 \text{ mm}^3 \text{l}^{-1}$ im März und November).

Diese Jahresverteilung des Phytoplanktonbiovolumens, mit höchsten Werten im Hochsommer und geringsten Werten in Frühjahr und Spätherbst, kann als typisch für den Ammersee betrachtet werden, wenn *Planktothrix* dominant ist. Dies wird durch Ergebnisse früherer Untersuchungen bestätigt (z.B. Morscheid & Morscheid, 2001).

Die Mittelwerte des gesamten Phytoplanktonbiovolumens korrelieren sehr stark mit der Biomasse der Blaualge *Planktothrix rubescens* ($r^2 = 0,8$, $p < 0,01$), die bis 85 % der Gesamtbiomasse bilden konnte (weitere Details s. Kapitel 3.4.3, Tafel 2 I). Die zwei anderen Blaualgenordnungen (Chroococcales und Nostocales) spielten eine sehr marginale Rolle während der ganzen Untersuchungsperiode (Abb. 10 C-D). Alle anderen Algengruppen trugen anteilmäßig zum

Gesamtbiovolumen zwischen 15 und 70 % je nach Jahresperiode bei. Dabei spielten die Kieselalgen, insbesondere die pennaten Kieselalgen, die wichtigste Rolle (Abb. 10 D). Im Durchschnitt nehmen diese 18 % vom Gesamtbiovolumen ein, im Juni 2001 sogar 49 %.

Die **Vertikalverteilung des Phytoplanktons** für die Abundanz und das Biovolumen der gesamten Gemeinschaft (A-B) sowie einzelner Algengruppen (C-K) wird in Abb. 11 dargestellt. Es zeigt sich deutlich, daß die höchste Zahl an Einzelzellen, Kolonien bzw. Fäden in den oberflächennahen Bereichen gemessen wurden, aber hinsichtlich der Biomasse der Schwerpunkt in den tieferen Schichten, dem Metalimnion um 10-12 m liegt. Auch wird wiederum deutlich, dass das Gesamtbiovolumen mit dem Biovolumen der Oscillatoriales, im wesentlichen mit *Planktothrix rubescens* korrespondierte. Andere Cyanobakterien spielen bei der Betrachtung des Biovolumens keine große Rolle im Ammersee. Das ergibt sich aus der nahezu identischen Tiefenverteilung der Oscillatoriales und der Gesamtheit der Cyanobakterien (Abb. 11 C und D). Für die Dinophyceen, Chrysophyceen und Cryptophyceen kann in der Gesamtheit eine stärkere Verteilung auch in tieferen Gewässerschichten unter 7 m beobachtet werden (Abb. 11 E-G). Alle übrigen Algengruppen, d.h. die Grünalgen, die Cryptophyceen und die Kieselalgen zeigen Schwerpunkte in den oberflächennahen Schichten von 2 bis 7 m (Abb. 11 H-K, s. auch Kapitel 3.4.3).

Die **saisonale Entwicklung im Epilimnion** (bis 5 m Tiefe) ist typisch für oligotrophe temperierte Seen (Reynolds, 1984; Rott, 1984). So wiesen die zentrischen und die pennaten Kieselalgen eine erste starke und leicht gegeneinander verschobene sommerliche Entwicklung und eine zweite etwas stärkere Wachstumsphase im Herbst auf (Abb. 11 J-K). Die Diagramme von *Tabellaria flocculosa*, *Fragilaria crotonensis* und *Asterionella formosa* in der Abb. 33 M-O zeigen für die drei Arten eine homogene Tiefenverteilung, die im Zusammenhang mit ihrer Entwicklung während der Durchmischungsperioden erklärt werden kann.

Die Cryptophyceen erreichten das Maximum in den oberflächennahen Wasserschichten im Herbst (Abb. 11 G). Die Präferenz der Cryptophyceen des Ammersees für das Epilimnion wird durch die Vertikalverteilung von *Rhodomonas minuta* und *Cryptomonas erosa* belegt (Abb. 33 E-F). Die Grünalgen zeigten die typische hochsommerliche Entwicklung in den unteren Schichten der euphotischen Zone (vergl. Kapitel 3.4.3), auch wenn die höchsten ermittelten Biovolumenwerte insgesamt sehr gering blieben ($0,2 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$, Abb. 11 H). Als Beispiel für diese Algengruppe ist die Vertikalverteilung von *Phacotus lenticularis* in Abb. 33 C dargestellt. Die Goldalgen zeigten zwei typische Entwicklungsmaxima, das erste im Frühsommer und das zweite im Herbst in etwas tieferen Wasserschichten (vgl. auch Abb. 33 P, in der die Verteilung von *Dinobryon divergens*

dargestellt ist). Die komplexe vertikale Verteilung von Dinoflagellaten steht mit der Physiologie und Ökologie der einzelnen Taxa im Zusammenhang. So wurde das erste Maximum der Dinoflagellaten an der Seeoberfläche von *Ceratium hirundinella* gebildet (Abb. 11 H). Bei dem zweiten herbstlichen Peak dieser Algengruppe wurde *Ceratium* stärker von einigen weniger photophilen und/oder heterotrophen *Gymnodinium*-Arten begleitet. Im Sommer wurden *Gymnodinium*-Arten vereinzelt sogar bis in 20 m Tiefe vermehrt gefunden (nicht dargestellt). Diese unterschiedlichen Typologien in der Vertikalverteilung der Dinophyceen lassen sich gut anhand von *Ceratium hirundinella*, *Woloszynskya* sp. und *Gymnodinium helveticum* in Abb. 33 D, J-K ableiten. Die Vertikalverteilung der einzelnen Arten in Abhängigkeit von der Schichtung und vom Lichtklima im Ammersee wird im Kapitel 3.4. ökophysiologisch bewertet.

3.2.1.3. Das Artenspektrum im Bergknappweiher

Die Mehrheit der 88 im Bergknappweiher gefundenen Taxa gehört zu den Grünalgen (37) und Cyanobakterien (28, Tab. 1). Die Grünalgen sind vor allem durch unbegeißelte Chlorophyceen der Ordnung Chlorococcales vertreten, unter denen verschiedene Gattungen, wie *Coelastrum*, *Pediastrum*, *Scenedesmus* und *Tetraedron* mit mehreren Arten vorkommen (Tab. 1). Begeißelte Grünalgen (Ord. Volvocales) und Zieralgen (Ord. Desmidiaceales) kommen mit 4 bzw. 5 Taxa vor. Die **Cyanobakterien** sind meist mit kugeligen kolonialen Chroococcales - wie *Chroococcus* spp., *Gomphosphaeria* spp., *Woronichinia* spp. (Tafel 2 G) und *Microcystis* spp. - vertreten, obwohl auch die Ordnungen Oscillatoriales (z.B. *Planktothrix* spp.) und Nostocales mit zahlreichen Taxa vorkommen. Besonders erwähnenswert sind die Nostocalen mit einer Vielzahl von **Aphanizomenon-Arten**, deren Vorkommen den ökologischen Typus eines nährstoffreichen und zugleich dystrophen Gewässers widerspiegelt. So sind die im Bergknappweiher dominante *A. flos-aquae* (Tafel 2 K) und die subdominant auftretende *A. gracile* häufige Vertreter in hypertrophen Gewässern, *A. skujae* dagegen in dystrophen Seen. Heterocyten der *Anabaena*- und *Aphanizomenon*-Arten (Tafel 2 K, M, N), welche eine Voraussetzung für die Fixierung des atmosphärischen Stickstoffes sind, waren besonders häufig am Ende der Entwicklungsperiode der Nostocalen ab Anfang August 2001 entwickelt (bis zu 53×10^6 Zellen l⁻¹).

Die zentrischen Kieselalgen werden fast ausschließlich von fädigen Gattungen (*Aulacoseira* und *Melosira*) repräsentiert. Die pennaten Kieselalgen sind vor allem durch typische koloniale Planktonformen - wie *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis* und *Synedra acus* - vertreten (Tab. 1). Alle begeißelten Algengruppen sind mit maximal zehn verschiedenen Taxa vertreten und zählen zu den weit verbreitet vorkommenden Algen. Die ermittelte Artenzusammensetzung stellt

die typische Situation für flache und nährstoffreiche Kleinseen dar, in denen die unbeweglichen Taxa oft häufiger als die begeißelten sind (Reynolds, 1997; Wetzel, 2001).

3.2.1.4. Quantitative Aspekte im Bergknappweiher

Über die gesamte Untersuchungsperiode (10.8.2000 – 5.12.2001) wurde im Bergknappweiher die Abundanz des Phytoplanktons, d.h. die Individuenanzahl, von der Entwicklung der coccalen Blaualgen geprägt (Abb. 12 A). Sowohl für das Maximum von Juli bis August 2001 als auch für die sekundären Jahrespeaks im August, im Februar und im Spätherbst 2001 wurde die Individuenanzahl im wesentlichen von *Microcystis aeruginosa* (bis zu 92×10^6 Zellen l^{-1} am 1. August 2001) und *M. wesenbergii* gebildet. Andere chroococcale Blaualgen trugen im wesentlichen nur zu den sekundären Peaks bei, so z. B. *Woronichinia* sp. im August 2000 (Tafel 2 G), *Aphanocapsa* sp. und *Aphanothece* sp. im Februar 2001 und *Synechococcus* sp. im Spätherbst 2001.

Die fädigen Blaualgen der Ordnung **Nostocales** zeigten eine deutliche Entwicklung im späten Frühling und Hochsommer (Abb. 12 A), wogegen die Oscillatoriales nur sporadisch über die ganze Untersuchungsperiode auftraten (Individuenanzahl und Biovolumen der Oscillatoriales sind daher mit Nostocales als Cyan-NO in Abb. 12 A zusammengelegt).

Die große Menge an Blaualgen, und davon insbesondere die der chroococcalen Formen, führte zu einer fast völligen Dominanz dieser Algengruppe bei der Individuengesamtzahl im August 2000, im Winter 2000/2001 und im Sommer 2001 (Abb. 12 B). Im Spätsommer 2001 wurden lediglich chroococcale Blaualgen im Bergknappweiher festgestellt, was zu einem Prozentanteil von 100 % führte.

Die unbeweglichen Grünalgen erreichten, neben den Blaualgenblüten, höhere Individuenzahlen im Sommer (bis zu ca. 20×10^6 Einheiten l^{-1} , im Juli 2001) und im Spätherbst. Die zentralen und pennaten Kieselalgen und Dinoflagellaten zeigten eine begrenzte Wachstumsphase im späten Frühjahr und im Herbst. Auffallend waren die längeren Entwicklungsphasen der Cryptophyceen vom Frühherbst 2000 bis in den Frühsommer 2001.

Die Cryptophyceen waren damit immer gerade dann dominant, wenn die Cyanobakterien mit nur geringen Individuenzahlen vertreten waren (Abb. 12 B). Dieses antizyklische Auftreten im Jahresverlauf wird auch aus anderen Gewässern beschrieben (Dokulil, 1988; Rott, 1988).

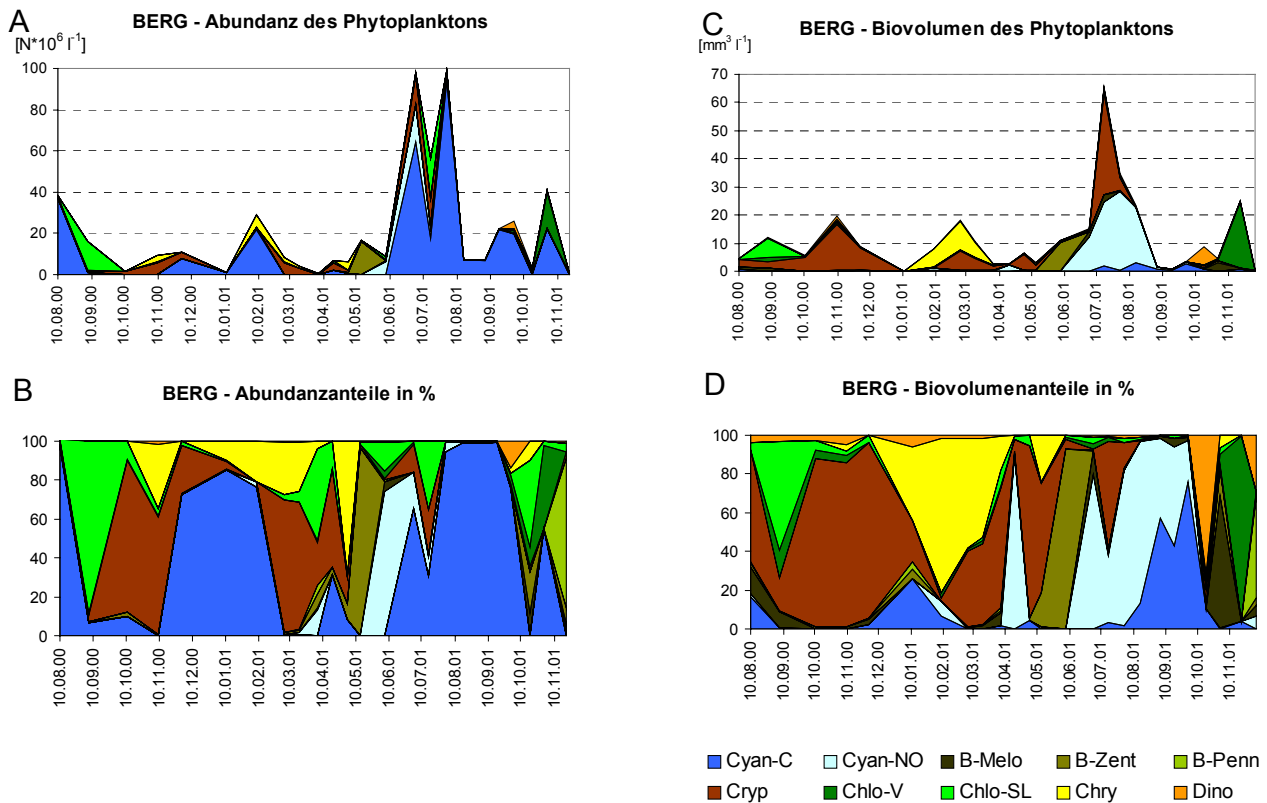


Abb. 12. Phytoplankton im Bergknappweiher in der Untersuchungsperiode 16.8.2000 - 5.11.2001. Die Individuenzahl (A-B) und das Biovolumen (C-D) diverser Algengruppen in absoluten Werten bzw. prozentualen Anteilen. Abkürzungen: Cyan-NO – Cyanobakterien der Nostocales und Oscillatoriales, Chlo-V – Chlorophyceae Volvocales; übrige wie in Abb. 10.

Das Biovolumen des Phytoplanktons im Bergknappweiher wies eine ziemlich komplexe **saisonale Entwicklung** auf (Abb. 12 C). Im Hochsommer 2001 konnte ein sehr hohes Biovolumen von 65,5 mm³ l⁻¹ aufgebaut werden. Dieses absolute Sommermaximum ist im wesentlichen auf Cryptophyceen und fädige nostocale Blaualgen (*Aphanizomenon flos-aquae*, Tafel 2 K) zurückzuführen, wogegen die übrigen Algengruppen eine sehr geringe Rolle spielten. Massive Biovolumina der Cryptophyceen von 16,4 mm³ l⁻¹ wurden im Herbst 2000 aufgebaut, während Chrysophyceen bzw. Desmidiaceen die übrigen temporären Peaks dominierten. Eine Fotodokumentation zu der typischen jahreszeitlichen Abfolge der dominanten Taxa im Bergknappweiher wird im Anhang in der PowerPointPräsentation gezeigt.

Der Medianwert des Gesamtbiovolums beträgt ca. 8 mm³ l⁻¹, was einem deutlich eutrophen Zustand entspricht (Vollenweider, 1968; Heinonen, 1980; Rott, 1984). Die maximalen Werte, die immer größer als 20 mm³ l⁻¹ waren, weisen sogar auf einen hypertrophen Zustand im Bergknappweiher hin.

3.2.1.5. Das Artenspektrum im Klostersee

Grünalgen und Blaualgen stellen die Algengruppen mit der höchsten Artenvielfalt im Klostersee dar (Tab. 1). Bei den Cyanobakterien sind sämtliche Ordnungen durch mehrere Taxa vertreten: die Chroococcales mit insbesondere mehreren *Microcystis*-Taxa, die Oscillatoriales im wesentlichen mit Vertretern der Gattungen *Limnothrix*, *Planktolyngbya* und *Pseudanabaena* und die Nostocales mit diversen Arten von *Anabaena* und *Aphanizomenon* und mit der in diesem See selten auftretenden *Cylindrospermopsis raceborski* (Tab. 1). Für die Mehrheit der Taxa der Ordnung Nostocales wurden sowohl Heterocyten als auch Dauerzellen gefunden.

Die zentrischen Kieselalgen waren vor allem durch fädige Gattungen (*Aulacoseira* und *Melosira*) vertreten, die pennaten durch typisch planktische und sehr verbreitete Arten, wie *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis* und *Synedra ulna*. Alle begeißelten Algengruppen, d.h. die Cryptophyceen, Euglenophyceen, Dinophyceen und Chrysophyceen kamen mit weniger als 10 Taxa je Gruppe vor. Die Dominanz von unbeweglichen Taxa in der Algengesellschaft, so wie sie auch schon im Bergknappweiher gefunden wurde, ergibt sich häufig in flachen und nährstoffreichen, kleinen stehenden Gewässer (Reynolds, 1997).

3.2.1.6. Quantitative Aspekte im Klostersee

Die im Klostersee ermittelten Individuenzahlen zeigten eine relativ einfache Saisonalität (Abb. 13). Vom Frühjahr bis zum August nahmen die Werte quasi kontinuierlich zu (ca. 150×10^6 Individuen l^{-1}), gefolgt von einer raschen Abnahme und einer kurzen Zunahme während eines zweiten kleinen Maximums im Herbst. Die saisonalen Schwankungen erscheinen stark und sind ausschließlich von der Entwicklung der Blaualgen geprägt. Unter den Blaualgen blieben die kugeligen Formen der Ordnung Chroococcales - mit zahlreichen *Microcystis*-Arten (*M. aeruginosa*, *M. flos-aquae*, *M. novacekii*, *M. viridis* und *M. wessenbergii*, vgl. Tab. 1, Tafel 2 A-E), *Aphanocapsa* sp. und *Chroococcus minutulus* - anhaltend und deutlich dominant. Die Oscillatoriales - mit *Pseudanabaena* sp. und *Planktolyngbya subtilis* (Syn. *Lyngbya limnetica*, Tafel 2 H) - erreichten Trichomzahlen von mehr als $1 \times 10^6 l^{-1}$ ab Spätsommer bis Herbst 2000 und 2001 und im Frühjahr 2001. Die Nostocales mit *Anabaena lemmermannii* und *Aphanizomenon* sp. sowie die übrigen Algengruppen tragen nur unwesentlich zum Phytoplankton bei (Abb. 13 A-B).

Das Biovolumen betreffend ergibt sich ein ähnliches Bild, nur daß z.B. die zentralen Kieselalgen und Chrysophyceen während der Durchmischung im Frühjahr und Herbst stärker hervortreten. Die Cryptophyceen und Grünalgen sind über längere Zeiträume zu finden, auch wenn beide Algengruppen

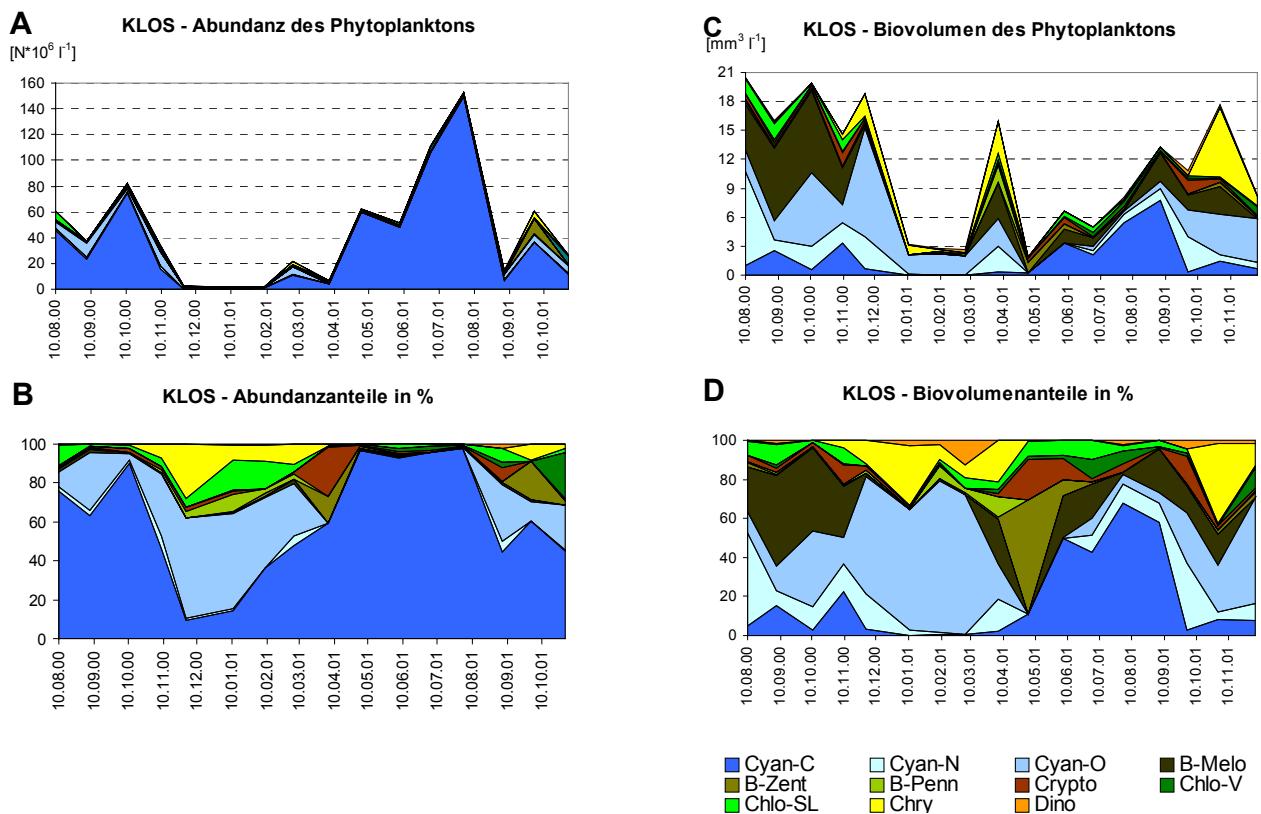


Abb. 13. Phytoplankton im Klostersee in der Untersuchungsperiode 16.8.2000 - 5.11.2001. Die Individuenzahl (A-B) und das Biovolumen (C-D) diverser Algengruppen in absoluten Werten bzw. prozentualen Anteilen. Abkürzungen: Cyan-NO – Cyanbakterien der Nostocales und Oscillatoriales, Chlo-V – Chlorophyceae Volvocales; übrige wie in Abb. 10.

nur kurzfristig zu höheren Anteilen am Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons beitragen (Abb. 13 C-D).

Der Medianwert des Phytoplanktonbiovolumens des Klostersees während der Untersuchungsperiode beträgt $10,8 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$, was einem deutlich eutrophen Zustand entspricht (Vollenweider, 1968; Heinonen, 1980; Rott, 1984).

3.2.1.7. Das Artenspektrum im Altmühlsee

Das Phytoplankton im Altmühlsee war hauptsächlich durch die hohe Artenvielfalt der Grünalgen und Euglenophyceen geprägt (Tab. 1). In keinem der anderen 3 Seen trat eine solch hohe Artenvielfalt bei den Grünalgen *sensu lato* auf. Typische Vertreter waren die Gattungen *Ankyra* ssp., *Coelastrum* ssp., *Dictyosphaerium* ssp., *Monoraphidium* ssp., *Pediastrum* ssp., *Scendesmus* ssp., *Closterium* spp., *Trachelomonas* sp., *Euglena* spp. und *Phacus* spp. Die Vielfalt der Euglenophyceen wird auch von anderen flachen Gewässern, wie z.B. dem Neusiedler See,

beschrieben (Kusel-Fetzmann, 2002). Das Vorkommen verschiedener Euglenophyceen im Altmühlsee könnte durch die hohen Nährstoff- und DOC Konzentrationen erklärt werden, welche generell eine Entwicklung dieser Algen in Gewässern unterstützen (Wetzel, 2001).

Kennzeichnend für das flache Gewässer ist auch die hohe Zahl pennater Arten, die z.T. eher benthischen Ursprungs sind. Die Cyanobakterien sind durch mehrere *Microcystis*-Taxa sowie *Aphanizomenon flos-aquae* (Tafel 2 J) und *Anabaena flos-aquae* vertreten. Von einigen begeißelten Algengruppen, wie den Cryptophyceen und Chrysophyceen, sind nur wenige Taxa wie *Chroomonas* sp., *Cryptomonas* sp. und *Chrysococcus* sp. vertreten, während andere Flagellaten, wie begeißelte Grünalgen (Volvocales) und Dinophyceen, sogar völlig abwesend blieben.

3.2.1.8. Quantitative Aspekte im Altmühlsee

Im Laufe der Untersuchungsperiode (17.4.–10.12.2001) war eine deutliche Saisonalität sowohl der Individuenanzahl als auch des Biovolumens der verschiedenen Algengruppen zu erkennen (Abb. 14, s. auch Schrenk-Bergt & Steinberg, 2000). Die Jahresverteilung der Individuenanzahl zeigte eine vereinfachte und regelmäßige Entwicklung, die durch eine graduelle Zunahme vom Frühjahr bis zu dem absoluten Maximum Anfang August und eine nachfolgende Abnahme bis zu dem absoluten Minimum im Dezember gekennzeichnet ist (Abb. 14 A). Ab Mitte Juni begannen *Microcystis aeruginosa* und *Aphanizomenon flos-aquae* eine deutliche und rasche Vermehrung, wobei sich der Anstieg der Individuen im wesentlichen auf die vielen Zellen von *Microcystis* und weniger auf die Fäden von *Aphanizomenon* zurückführen läßt. Im Vergleich mit den anderen Algengruppen erreichten nur die chlorococcalen Grünalgen noch relativ hohe Individuenzahlen im Frühling und Frühsommer (bis zu $13,6 \times 10^6$ Zellen l⁻¹ im Juni 2001).

Die starke Dominanz von *Microcystis aeruginosa* von Sommer bis Herbst spiegelt sich auch in den prozentualen Anteilen an der Individuenzahl des gesamten Phytoplanktons wider (Abb. 14 B). Mit der Darstellung der prozentualen Anteile wird auch das komplementäre Vorkommen von *Microcystis* und den chlorococcalen Grünalgen im Zeitraum von Mai bis Oktober gut sichtbar. Außerdem veranschaulicht Abb. 14 B die Rolle der anderen Algengruppen, die im oberen Diagramm von den dominanten Algengruppen völlig maskiert werden. So zeigten die solitären zentrischen und die pennaten Kieselalgen vergleichbare Prozentanteile im Frühjahr und Spätherbst mit relativen Abundanzanteilen von ca. 35 % bzw. 27 %. Die fädigen Kieselalgen der Gattungen *Aulacoseira* und *Melosira* traten dagegen völlig sporadisch auf. Dagegen bildeten *Microcystis*, die coccalen Grünalgen und die Kieselalgen einander ergänzend immer gleichmäßig ca. 90 % der gesamten Individuenzahl. Die Abundanz der Cryptophyceen und Euglenophyceen blieb stabil niedrig.

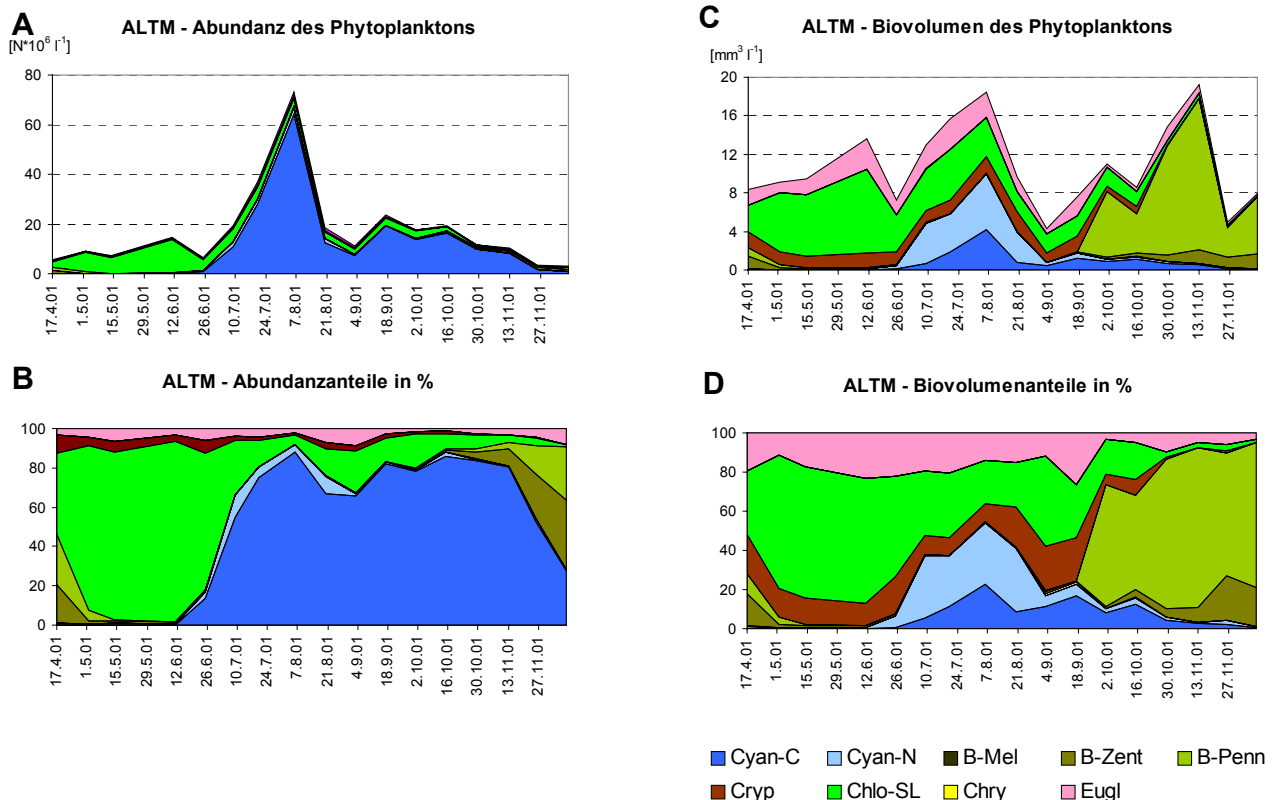


Abb. 14. Phytoplankton im Altmühlsee in der Untersuchungsperiode 17.4.–10.12.2001. Die Individuenzahl (A-B) und das Biovolumen (C-D) diverser Algengruppen in absoluten Werten bzw. prozentualen Anteilen. Abkürzungen: Cyan-C – Cyanobakterien der Chroococcales, Eugl – Euglenophyceae; übrige wie in Abb. 10.

Geringe saisonale Schwankungen lassen sich auch anhand der Biovolumina der Cryptophyceen und Euglenophyceen erkennen (Abb. 14 C). Der Jahresverlauf des Gesamtbiovolumens ist, genau wie bei der gesamten Individuenanzahl, von Schwankungen bei *Microcystis aeruginosa* und *Aphanizomenon flos-aquae*, bei den chlorococcalen Grünalgen und bei den pennaten Kieselalgen geprägt. Die Entwicklung dieser drei Algengruppen mit der folgenden Sukzession – im Frühsommer dominierten stärker die Grünalgen, im Hoch- und Spätsommer *Microcystis/Aphanizomenon* und im Herbst die Kieselalgen (Abb. 14 D) – führte zu den drei Biovolumenmaxima Mitte Juni, Anfang August und Mitte November. Der absolut höchste Biovolumenwert wurde im Herbst ermittelt und war im wesentlichen von der Dominanz von Kieselalgen geprägt. Das Biovolumenmaximum im Hochsommer, Anfang August 2001, wurde zu 50 % durch *Microcystis aeruginosa* und *Aphanizomenon* gebildet und durch Biovolumina diverser Gruppen, den chlorococcalen Grünalgen, Euglenophyceen und Cryptophyceen, ergänzt. Der mediane Biovolumenwert über die Untersuchungsperiode ist $9,5 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$, was dem eutrophen Zustand entspricht.

3.2.2. Die Zusammensetzung des Zooplanktons

Es wurden in den vier untersuchten Gewässern über 40 Taxa der Cladoceren, Copepoden und Rotatorien beobachtet. Diese sind in der Tab. 2 aufgeführt. Insgesamt zeigte sich in allen vier untersuchten Seen nur eine geringe Koppelung zwischen Phytoplankton und Zooplankton, da kaum längere Klarwasserphasen oder stärkere Einbrüche beim Phytoplankton in Zusammenhang mit Crustaceenmaxima registriert werden konnten. Das lag überwiegend am geringen Anteil und an den geringen Abundanzen der Daphnien, den effektivsten Filtrierern im Freiwasser.

Im Ammersee war der Anteil an Daphnien sehr gering und stark zugunsten der Copepoden verschoben (Abb. 15-16). Der Bergknappweiher hatte durch die zeitweise hohe Durchströmung und infolge starker Temperaturschwankungen eine hohe Dynamik, welche die länger andauernde Zooplanktonentwicklung negativ beeinflusste. Das gab jedoch den Cladoceren durch deren schnelle Vermehrungsraten einen Vorteil gegenüber den Copepoden, und die Daphnien konnten dies zum Aufbau höherer Populationsdichten nutzen, die jedoch schnell wieder zusammenbrachen (Abb. 17). Der Klostersee war durch einen sehr geringen Daphnienbestand und allgemein sehr kleine Formen und Individuen gekennzeichnet (Abb. 18). Demzufolge herrschten im Klostersee allgemein sehr ineffiziente Filtrierer vor. Der Altmühlsee hatte einen hohen Anteil von *Bosmina* an der Crustaceenabundanz (Abb. 19). Offenbar wurden diese durch einen hohen planktivoren Fraßdruck und ein schlecht verwertbares Nahrungsspektrum gefördert. Die hohe Abundanz der räuberischen *Asplanchna priodonta* scheint die Rotatoriendichten im Altmühlsee deutlich verringert zu haben. Er hatte den geringsten Rotatorienbestand unter den drei flachen Gewässern.

Außer im Ammersee gab es bei den drei anderen Untersuchungsseen sehr niedrige Abundanzen an calanoiden Copepoden, nach Maier (1996) ein Indiz für eutrophe Verhältnisse. Unterschiede in der trophischen Einstufung nach Karabin (1985) sind nur sehr gering, alle liegen im meso- bis eutrophen Bereich, wobei der Ammersee durch seinen hohen Copepodenbestand sicherlich zu ungünstig bewertet wurde, die anderen dagegen eher zu günstig. Dies kann daran liegen, dass die Einstufung nur bedingt für flache Seen gültig ist. Die trophische Einstufung anhand der Populationsstruktur des Zooplankton im generellen, d.h. die Charakterisierung der Gemeinschaft im Ammersee für einen mesotrophen Zustand und die der übrigen drei für eutrophe Bedingungen deckt sich mit der Einschätzung hinsichtlich des Phytoplanktons (Kapitel 3.2.1).

Die Tiefenverteilungen des Zooplanktons im Ammersee 2000 waren vergleichbar mit denen der Vorjahre. Die Daphnien waren überwiegend nahe der Wasseroberfläche, die Copepoden im Sommer in tieferen Bereichen zu finden (Abb. 16). Dieser Tiefenbereich deckt sich meist mit dem von *Planktothrix rubescens*, so dass Frassverlust durch Copepoden ausgeschlossen werden kann. Bei den Cladoceren ist dies dagegen prinzipiell nicht auszuschließen. Das Untersuchungsjahr 2001 wich insofern von der üblichen Verteilung ab, als dass das Daphnienmaximum im Herbst über einen weiten Tiefenbereich verteilt war (Abb. 16) und so für die planktivoren Fische eine gute

Nahrungsgrundlage auch in den tieferen Wasserbereichen gebildet hat. Das Daphnienmaximum deckte sich 2001 mit den höheren Dichten von *P. rubescens*, ein Indiz dafür, dass Daphnien diese zumindest tolerieren können (s. auch Kapitel 3.4.3). Die alljährlich im Sommer zu verzeichnenden geringen Crustaceendichten im Epilimnion des Ammersees können mit schlechtem Nahrungsangebot kaum erklärt werden. Hier scheinen die 0+ Jungfische einen großen Fraßdruck ausgeübt zu haben.

Eine Übersicht zu den 44 gefundenen Taxa der Cladoceren, Copepoden und Rotatorien in den vier untersuchten Gewässern wird in Tab. 2 gegeben. Im folgenden werden die Artenspektren sowie quantitative Aspekte für das Zooplankton in den 4 Seen beschrieben. Entsprechend der Populationsstruktur der Zooplanktongemeinschaft werden die Gewässer trophisch eingestuft.

3.2.2.1. Das Artenspektrum in den vier Gewässern

In den Proben des Ammersees wurden insgesamt die nachfolgend aufgelisteten 26 Zooplanktonarten festgestellt (Tab. 2). Im Bergknappweiher waren es 33 Arten, im Klostersee 29 und im Altmühlsee ebenfalls 29 Arten. Einzelfunde einer Art wurden im Bericht nicht graphisch dargestellt. Die Artenliste ist nicht als vollständig anzusehen. Viele Arten halten sich nur in der Nähe des Litorals auf und treten nur selten bzw. kurzzeitig in Erscheinung.

Das zu vermutende Auftreten der Cladoceren *Daphnia ambigua* oder *D. parvula* konnte nicht ausreichend bestätigt werden, da diese Formen nur einmal in den Proben vorhanden waren. Das Rotator *Keratella cochlearis* erschien vor allem im Sommer häufig in einer Form ohne Spina (Tecta-Form), nach Karabin (1985) ein deutliches Zeichen für eutrophe Gewässer. Auffällig war eine Häufung der räuberischen Büschelmückenlarve *Chaoborus* in den Proben des Bergknappweihers. Im Klostersee war sie ebenfalls vertreten, ein eindeutiges Zeichen für stabile anaerobe Zonen, die der Larve als Refugium dienen. Auch konnte dort die Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* ebenso wie im Klostersee und Ammersee gefunden werden.

Im Folgenden werden die saisonalen Abundanzen und Biomassenverläufe der bedeutendsten Zooplanktongruppen der untersuchten Seen dargestellt. Die Ergebnisse werden bereits an dieser Stelle miteinander verglichen und mit den weiteren Daten in Beziehung gesetzt, um eine Einordnung zu ermöglichen.

Tabelle AM 2. Vorkommen der Taxa im Zooplankton in den 4 Gewässern (X = häufigeres Auftreten E = einzelne Funde ? = ungeklärt).

	AMMS	BERG	KLOST	ALTM
CLADOCEREN (14 Taxa)				
<i>Bosmina coregoni</i> BAIRD	-	-	-	X
<i>Bosmina longicornis kessleri</i> ULJANIN	X	X	-	-
<i>Bosmina longirostris</i> BAIRD	-	X	X	X
<i>Bythotrephes longimanus</i> LEYDIG	X	-	-	X
<i>Chydorus sphaericus</i> MÜLLER	-	X	X	X
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> MÜLLER	E	-	-	X
<i>Daphnia cucullata</i> SARS	X	?	X	X
<i>Daphnia galeata</i> SARS	X	X	?	X
<i>Daphnia hyalina</i> LEYDIG	X	X	X	-
<i>Daphnia longispina</i> MÜLLER	-	X	?	-
<i>Daphnia parvula</i> FORDYCE	-	?	-	X/E
<i>Diaphanosoma brachyurum</i> LIEVIN	X	X	X	-
<i>Leptodora kindtii</i> FOCKE	X	-	-	-
<i>Leydigia quadrangularis</i> LEYDIG	-	X	X	-
COPEPODEN (8 Taxa)				
<i>Acantocyclops robustus</i> SARS	-	-	-	X
<i>Canthocamptus</i> sp	-	E	E	-
<i>Cyclops abyssorum praealpinus</i> KIEFER	X	X	X	-
<i>Cyclops vicinus</i> ULJANIN	?	X	X	X
<i>Eucyclops serrulatus</i> FISCHER	-	E	-	-
<i>Eudiaptomus gracilis</i> SARS	X	X	X	X
<i>Megacyclops</i> sp.	E	-	-	-
<i>Mesocyclops leuckartii</i> CLAUS	X	X	X	X
ROTATORIEN (22 Taxa)				
<i>Ascomorpha ecaudis</i> PERTY	X	X	X	X
<i>Asplanchna priodonta</i> GOSSE	X	X	X	X
<i>Brachionus angularis</i> GOSSE	E	X	X	X
<i>Brachionus caliciflorus</i> PALLAS	-	X	X	X
<i>Brachionus diversicornis</i> DADAY	-	E	X	X
<i>Brachionus urceolaris</i> MÜLLER	-	-	-	X
<i>Conochilus unicornis</i> ROUSSELET	X	X	X	X
<i>Filinia terminalis</i> EHRENBERG	X	X	X	X
<i>Gastropus stylifer</i> IMHOF	X	X	X	-
<i>Kellicottia longispina</i> KELLICOTT	X	X	X	X
<i>Keratella cochlearis</i> GOSSE	X	X	X	X
<i>Keratella cochlearis tecta</i> – Form GOSSE	X	X	X	X
<i>Keratella quadrata</i> MÜLLER	X	X	X	X
<i>Keratella ticinensis</i> KALLERRO	-	X	X	-
<i>Lecane</i> sp.	-	X	E	-
<i>Lepadella</i> sp.	-	E	-	-
<i>Notholca squamula</i> MÜLLER	E	-	-	X
<i>Polyarthra dolichoptera</i> CARLIN	X	X	X	X
<i>Polyarthra vulgaris</i> CARLIN	?	X	-	-
<i>Pompholyx sulcata</i> HUDSON	X	X	X	X
<i>Synchaeta</i> spp.	X	X	X	X
<i>Trichocerca</i> sp.	E	X	X	X

3.2.2.2. Saisonale Abundanzen und Biomassen sowie Tiefenverteilung

dominanter Zooplankter im Ammersee

Für den Ammersee wurden die beiden Jahre 2000 und 2001 vollständig dargestellt (Abb. 15), da nur so eine Interpretation der Jahresgänge gewährleistet ist. Die Daten bis Ende Juli stammen aus dem Untersuchungsprojekt „Seenökologie“ des LfW. Die Abundanzen (oben) werden wie bei den allermeisten Seen von den Rotatorien dominiert. Ihr Erscheinen im Frühjahr war von der ersten stärkeren Erwärmung des Wasserkörpers abhängig. Ihr Maximum wurde durch das Aufkommen der Crustaceen, insbesondere der Daphnien abgelöst, zu denen sie in Nahrungskonkurrenz stehen oder ihnen als Beute dienen. Dieser Vorgang konnte in der Vergangenheit regelmäßig im Ammersee beobachtet werden (Kucklantz et al., 2001). Während im Jahr 2000 das übliche Frühjahrsmaximum

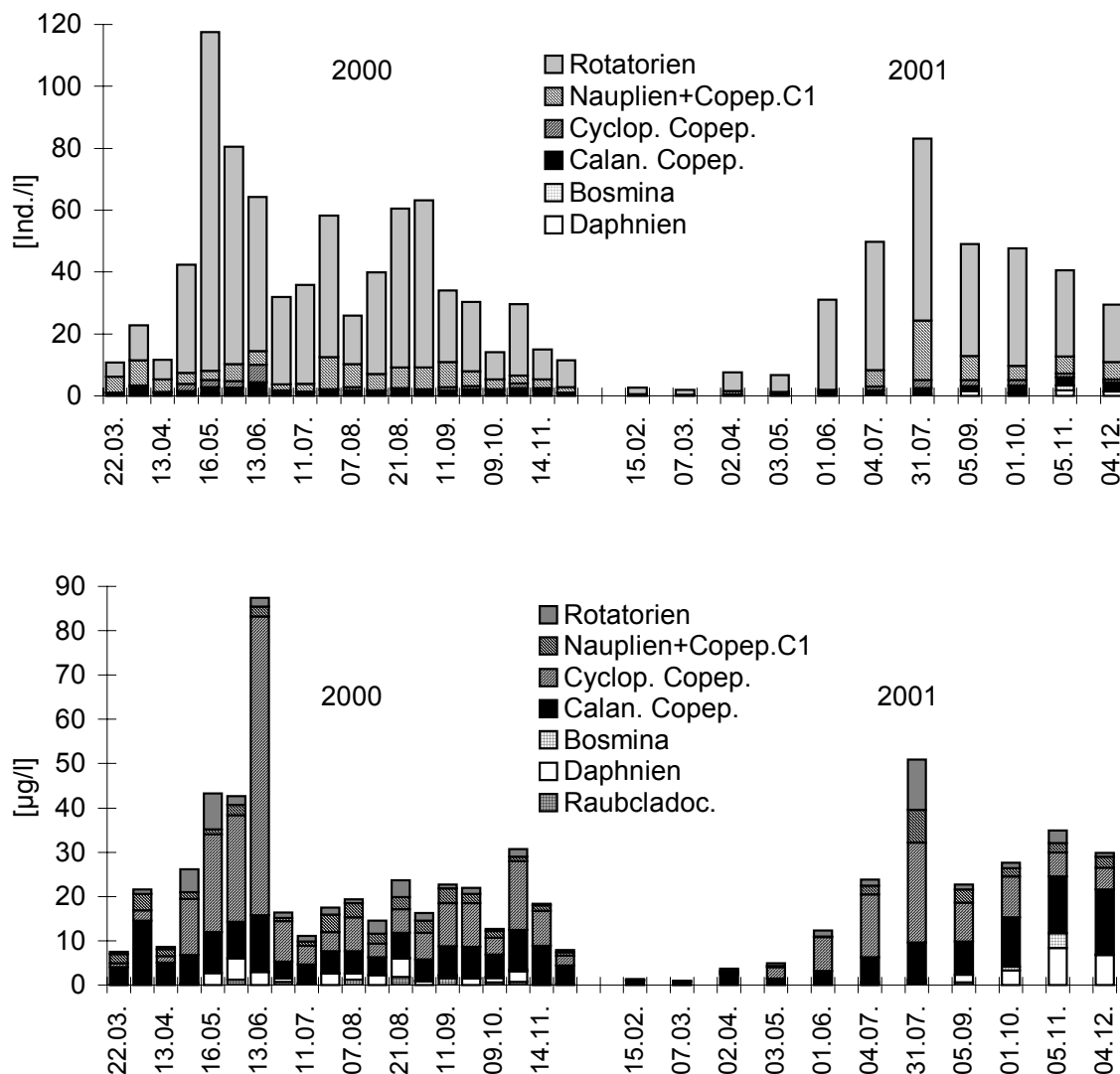


Abb. 15. Abundanzen [Individuen l⁻¹, Mittel 0 - 80 m] (oben) und Biomassen [µg l⁻¹ Trockengewicht, Mittel 0 - 80 m] (unten) der bedeutendsten Zooplanktongruppen im Ammersee in den Jahren 2000 und 2001.

zu erkennen war, setzte die Entwicklung 2001 außerordentlich spät ein, so dass die Rotatorien lediglich im Sommer und Herbst hohe Dichten ausbildeten. Dies korrespondiert mit der späten Erwärmung des Wassers in jenem Jahr.

Bei den Biomassen (Abb. 15 unten) kommen die kleinen **Rotatorien** kaum noch zur Geltung, ihr Anteil liegt im üblichen Rahmen. Das Frühjahrsmaximum im Jahr 2000 wurde deutlich von *Cyclops abyssorum* geprägt, während vor allem die Cladoceren nur geringe Anteile daran hatten. In wie weit sich ein Raubdruck der omnivoren Copepoden auf die Entwicklung der Daphnien auswirkt, ist unklar. Das Frühjahrsmaximum brach dann abrupt Ende Juni mit einer Schlechtwetterphase zusammen, die weitere Jahresentwicklung war gering. 2001 hatten auch die Crustaceen eine stärkere Sommer- und Herbstentwicklung. Insbesondere die **Daphnien** konnten Anteile von über 25 % an der Gesamtbiomasse im Oktober und November erreichen. Auffällig ist die insgesamt extrem niedrige Zooplanktondichte in der ersten Hälfte des Jahres – ein Verlauf, der sich gut mit dem der Gesamtphytoplanktonentwicklung (s. Abb. 10 A, C) insofern deckt, dass sich ein deutliches Frühjahrsmaximum ausbilden kann. Dieses deutliche Frühjahrsmaximum wurde zu großen Teilen von hohen Zellzahlen einzelliger zentrischer Diatomeen neben Biovolumina von *Planktothrix rubescens* aufgebaut. Trotz der guten Futterbasis, bildeten selbst die calanoiden Copepoden, deren einziger Vertreter im Ammersee *Eudiaptomus gracilis* war, keine höheren Biomassen aus. In früheren Untersuchungsjahren wies diese Art das ganze Jahr über verhältnismäßig geringe Populationsschwankungen auf.

Ein Vergleich mit den Parametern Chlorophyll-a, Gesamtphosphor und Sichttiefe zeigt in diesen Jahren keinen klaren Einfluß durch das Zooplankton. Lediglich im Herbst/Winter 2001 korrespondiert der Anstieg der Sichttiefe mit der verhältnismäßig starken Daphnienentwicklung, so dass ein Einfluss durch deren **Grazing** möglich ist. Ein Anstieg der Sichttiefe wird jedoch auch durch die verringerte Produktivität des Phytoplanktons im Spätherbst unterstützt und ist in dieser Jahreszeit allgemein üblich. Insgesamt ergab sich damit im Ammersee nur eine sehr geringe Koppelung zwischen Phytoplankton und Zooplankton. Dies liegt einerseits sicherlich an dem geringen Anteil von großen Daphnien, andererseits jedoch auch an dem üblicherweise recht geringen Anteil fressbarer Algen am Gesamtbiovolumen.

Karabin (1985) hat ein Einteilungsschema erstellt, das mittels verschiedener Parameter der Zooplankton-Populationsstruktur eine trophische Einordnung des Gewässers ermöglicht. Auch wenn der Fraßdruck durch Fische hierbei unberücksichtigt bleibt, ergibt sich ein guter Anhaltspunkt für eine Bewertung der Trophie in Seen. Danach lässt sich der Ammersee wie folgt einstufen:

meso/meso-eutroph	nach dem Anteil der Zeigerarten Rotatorien (14 %)
mesotroph	nach dem Anteil <i>Keratella cochlearis tecta form</i> (< 1 %)
mesotroph	nach dem Anteil der Zeigerarten Crustaceen (< 10 %)
eutroph	nach dem Anteil cyclopoider Copepoden an der gesamten Crustaceenbiomasse (44 %)
eutroph	entsprechend der Biomasserelation von cyclopoiden Copepoden zu Cladoceren (15)

Nach Karabin (1985) ergibt sich mit den Zeigerarten eine gute Einstufung des Sees. Der Anteil der Cladoceren ist für eine mesotrophe Einstufung jedoch viel zu gering, jener der cyclopoiden Copepoden zu hoch. Hier ist der hohe Anteil an planktivoren Fischen im Ammersee offensichtlich der bestimmende Faktor. Durch ihren selektiven Fraßdruck reduzieren sie vor allem die Cladoceren, weshalb diese Trophiebewertung hier nur bedingt anwendbar ist.

Die **Tiefenverteilung des Zooplanktons im Ammersee** wird anhand der dominanten Crustaceenarten im Detail für die Jahre 2000 und 2001 anhand von Isoplethen dargestellt (Abb. AMZ-ISO). Die Daten für die erste Hälfte des Jahres 2000 stammen wieder aus dem Forschungsprojekt „Seenökologie“ des LfW (unveröffentlicht) und werden hier integriert, um vollständige Aussagen über den Jahresgang zu ermöglichen.

Abb. 16 A zeigt die Tiefenverteilung der von den Renken des Ammersees bevorzugt gefressenen ***Daphnia hyalina***. Sie war im Untersuchungszeitraum die dominierende Daphnienart. Auf den ersten Blick ist zu erkennen, dass sich diese Art im Jahr 2000 in einem Bereich oberhalb von 7 m Wassertiefe aufhielt und nur wenig davon abwich. Dieses Bild ist typisch für den Ammersee und konnte in einer Vielzahl von Untersuchungen in früheren Jahren bestätigt werden. Im saisonalen Verlauf war *D. hyalina* im Ammersee auch in den früheren Untersuchungsjahren eher auf einen gewissen Zeitraum im Mai und zuweilen auf ein geringeres Herbstmaximum beschränkt. Die Verteilung im Jahr 2001 war somit untypisch. Das Frühsommermaximum fiel aus und die herbstlichen Vorkommen waren über einen großen Tiefenbereich verteilt. Das Oktobermaximum lag im Bereich zwischen 7 und 10 m und damit voll im Bereich von *Planktothrix rubescens* und der üblichen Tiefenverteilung der Renken. Letztere weisen im Spätherbst jedoch, bedingt durch die beginnende Laichzeit, eine üblicherweise geringere Fraßaktivität auf als im Frühsommer (Kucklantz et al., 2001). Auffällig ist das fast vollständige Fehlen von *Daphnien* im oberflächennahen Bereich im Zeitraum zwischen Juli und September. Diese ungewöhnliche Verteilung weist offensichtlich auf den hohen planktivoren Fraßdruck durch 0+ Jungfische hin, der in dieser Zeit insbesondere im

oberflächennahen Pelagial zum tragen kommt (z.B. Post & MC Queen, 1987; Kranich et al., 1997). Offenbar war in dieser Zeit eine sehr hohe Dichte vorhanden.

So wie üblicherweise die Daphnien, waren die Cladoceren *Bosmina longicornis* (Abb. 16 B) und *Diaphanosoma brachyurum* (Ergebnisse nicht grafisch dargestellt) in ihrem Vorkommen auf die oberen 5 m der Wassersäule konzentriert. Sie unterliegen nur einem geringen Fraßdruck durch planktivore Fische (Kucklantz et al., 2001), stehen jedoch in Nahrungskonkurrenz zu den Daphnien.

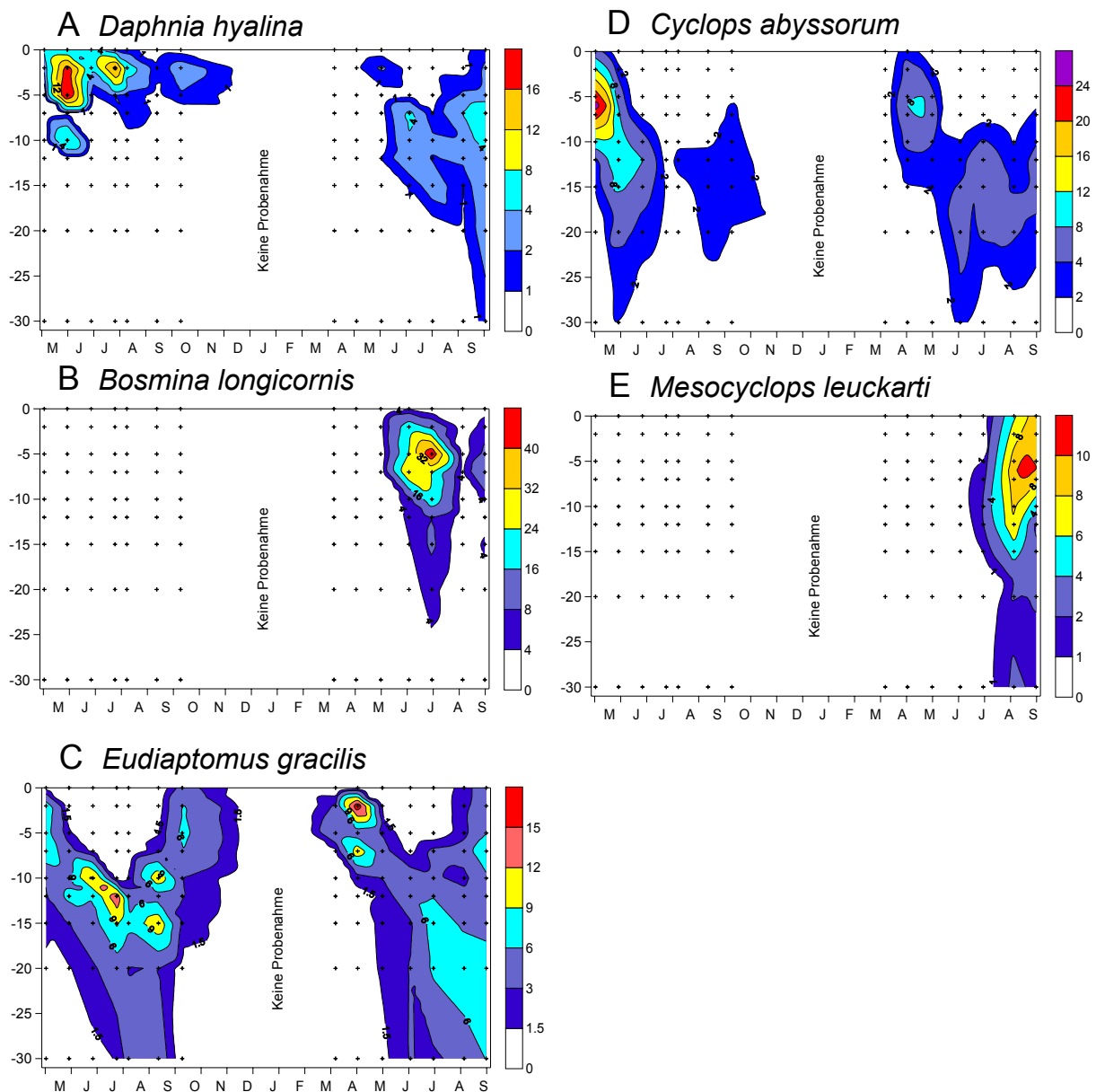


Abb. 16. Tiefenverteilung des Zooplanktons in den Jahren 2000 und 2001 im Ammersee. Abundanz [Individuen l⁻¹] von *Daphnia hyalina* (A), *Bosmina longicornis* (B), *Eudiaptomus gracilis* (C), *Cyclops abyssorum* (D) und *Mesocyclops leuckarti* (E).

Durch ihre hohe Selektivität bei der Nahrungsaufnahme können sie auch bei hohen Dichten von *Planktothrix* noch filtrieren und dadurch gut mit den Daphnien koexistieren (Webster & Peters, 1978, Gliwicz & Lampert, 1990).

Eudiaptomus gracilis und *Cyclops abyssorum* zeigten eine typische Tiefenverteilung (Abb. 16 C-D), wie sie bereits in den früheren Jahren belegt werden konnte. Beide Arten waren im Frühjahr bei niederen Wassertemperaturen noch in oberflächennahen Wasserschichten und wanderten Ende Mai in tiefere Bereiche ab. Dabei vermieden sie Temperaturbereiche über 15°C und hielten sich im Bereich der Sprungschicht und darunter auf. Dies deckt sich somit weitgehend mit der Tiefenverteilung von *Planktothrix*. *Mesocyclops leuckarti* konnte mit höheren Individuenzahlen erst im Herbst 2001 beobachtet werden und trat ebenfalls bis in tiefere Wasserschichten auf (Abb. 16 E). Da Copepoden ein hohes Selektionsvermögen bei der Nahrungsaufnahme besitzen (Jacobs, 1974, De Mott, 1989) und sich überwiegend greifend ernähren, scheint hier keine Einschränkung durch das Cyanobakterium vorzuliegen. Dennoch ist das Nahrungsangebot an Algen in dieser Tiefe in der Regel schlechter. Eine Räubervermeidung als Erklärung für dieses Verhaltens scheidet zum Teil aus, da beide Arten von den größeren Renken meist nicht positiv selektiert werden und sich die Fische überwiegend im gleichen Tiefenbereich aufhalten (s. Kucklantz et al., 2001). Als Erklärung kommen nur der üblicherweise hohe planktivore Fraßdruck durch 0+ Fische nahe der Oberfläche (Post & MC Queen, 1987; Kranich et al., 1997), die bisher jedoch nicht erfasst wurden und eine Nutzung der „Sekundärnahrung“ im Bereich hoher Dichten von *Planktothrix* in Frage. Bei starken Entwicklungen von Blaualgen fallen eine Vielzahl an abgestorbenen bzw. abgelösten Einzelzellen und Fragmenten sowie organische Ausscheidungsprodukte (Exudate) an, die insbesondere durch eine Assoziation mit abbauenden Bakterien eine wertvolle Nahrungsquelle bilden können (Pearl 1988). Auch Ciliaten können diese Quelle nutzen und ihrerseits eine Nahrungsgrundlage der cyclopoiden Copepoden sein. Die geringen Wassertemperaturen senken dazu den Erhaltungsstoffwechsel, so dass ein Leben in dieser Tiefe durchaus möglich ist. Zu einer stärkeren Entwicklung reicht es offenbar nicht aus. Diurnale Vertikalwanderungen der Copepoden sind zur Erschließung eines zusätzlichen Nahrungsbereiches nicht auszuschließen, waren jedoch in der Vergangenheit nur selten zu beobachten.

3.2.2.3. Saisonale Abundanzen und Biomassen im Bergknappweiher

Sowohl die vergleichbare Probenahmetechnik als auch die ähnliche Gewässermorphometrie, d.h. die geringe Gewässertiefe, lassen in erster Linie den Vergleich zwischen der Zooplanktongemein-

schaft des Bergknappweihers und denen der übrigen zwei flachen Gewässern sinnvoll erscheinen. Dennoch ergibt sich eine gute Korrespondenz auch zum tiefen Ammersee. Der starke Rotatorienbestand im Bergknappweiher ist mit dem im tiefen Ammersees durchaus vergleichbar (Abb. 17 oben). Das Besondere im Gegensatz zum Ammersee ist jedoch, dass die Dichten hier im Jahresverlauf erheblichen Schwankungen unterliegen. Dies ist mit größter Wahrscheinlichkeit auf die starken Unterschiede in der Durchströmung und auf die erheblich geringeren Wasserverweilzeiten im Bergknappweiher zurückzuführen.

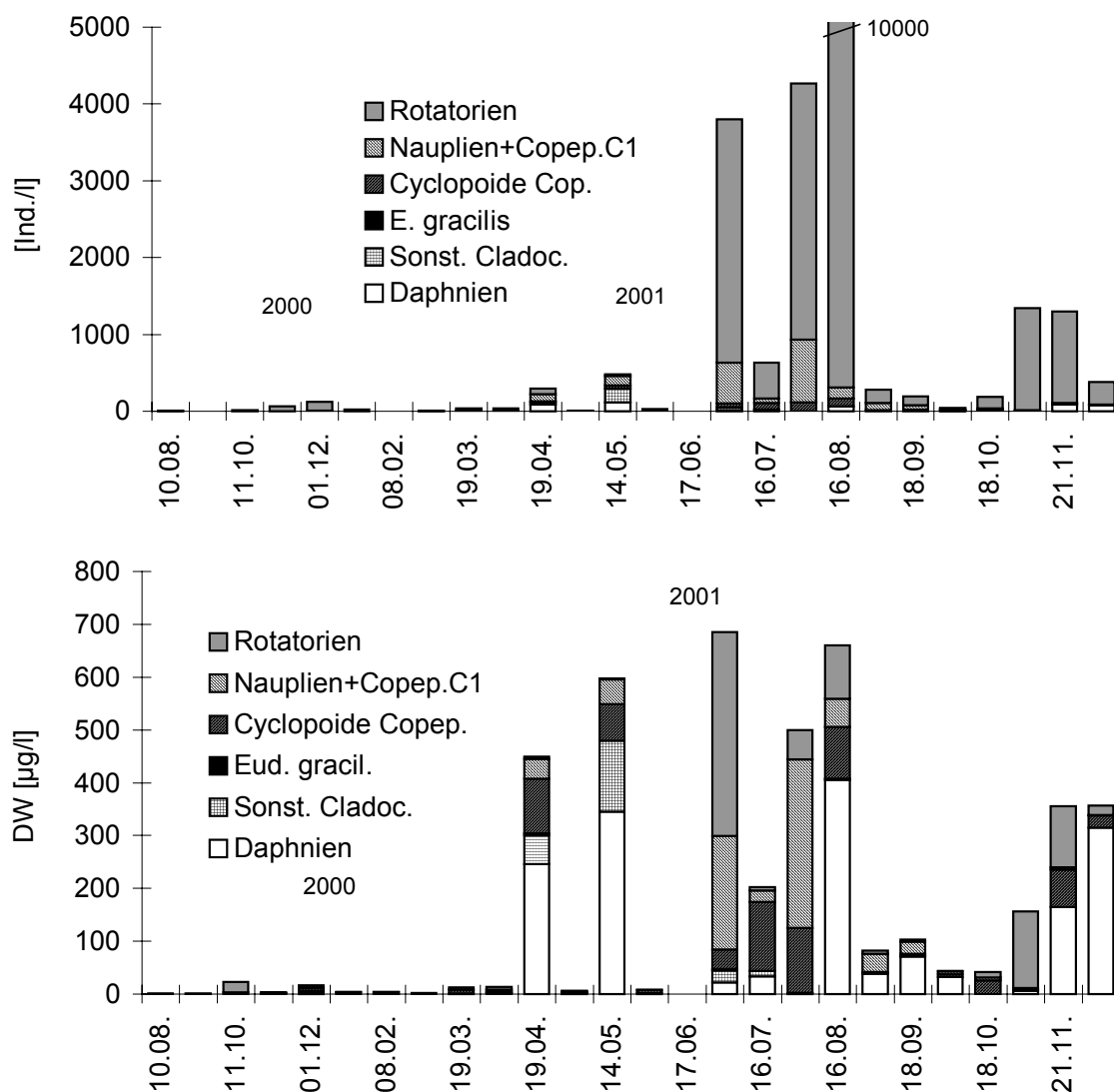


Abb. 17. Abundanzen [Individuen l⁻¹, Mittel 0 - 80 m] (oben) und Biomassen [µg l⁻¹Trockengewicht, Mittel 0 - 80 m] (unten) der bedeutendsten Zooplanktongruppen des Bergknappweihers ab August 2000 bis Ende 2001.

In den Biomassen (Abb. 17 unten) zeigt sich eine ausgesprochene Dominanz von Cladoceren mit einem zeitweise hohen **Daphnien**anteil. Hier scheinen die schnellen Vermehrungsraten der sich meist parthenogenetisch vermehrenden Cladoceren von großem Vorteil zu sein. Dies kann jedoch nur bei einem moderaten Fischfraßdruck zum Tragen kommen, da sonst die großen Daphnien bevorzugt gefressen werden. Ein Einfluss der Phytoplanktonentwicklung, insbesondere eines hohen Anteils gut fressbarer Arten auf das Zooplankton, ist zwar zu vermuten (April, Dezember), jedoch nicht ganzjährig zutreffend. Ebenso ist ein starker Einfluss des Zooplanktons im Sinne eines Klarwasserstadiums durch starke Filtriertätigkeit lediglich zum Zeitpunkt des Maximums der Cladoceren im April und Mai nachvollziehbar, Mitte August bereits nicht mehr. Auffällig ist der hohe Biomasseanteil der Rotatorien und Nauplien/cyclopoiden Copepodiden C1 im Juni und Juli, also eines sehr kleinen und nur sehr ineffizient filtrierenden Zooplanktons. Zur **ineffizienten Filtrierleistung** des Planktons trägt auch die Dominanz des räuberischen, kleinen cyclopoiden Copepoden *Mesocyclops leucarti* in dieser Zeit bei.

Calanoide Copepoden sind im Bergknappweiher eher selten. Nach Meier (1996) und Karabin (1985) wird dies als deutliches Anzeichen für den eutrophen Zustand eines Gewässers gewertet.

Insgesamt scheint die Zooplanktonentwicklung im Bergknappweiher von einem Gemisch aus Wetter/Niederschlägen, Algenentwicklung und vermutlich auch Fraßfeinden beeinflusst zu sein. Dieses bietet der Lebensgemeinschaft nur wenig Stabilität und lässt eine Aufrechterhaltung eines höheren Grazingdruckes über einen längeren Zeitraum nicht zu, obwohl der Anteil der fressbaren Algen hier deutlich höher war als im Ammer- und Klostersee (s. fädige Cyanobakterien, Cyan-NO, in Abb. 12.).

Nach Karabin (1985) lässt sich der Bergknappweiher wie folgt einstufen:

meso-eutroph	nach dem Anteil der Zeigerarten Rotatorien (55 %)
mesotroph	nach dem Anteil <i>Keratella cochlearis tecta</i> form (< 1 %)
polytroph	nach der Rotatoriendichte (10000 Individuen l ⁻¹)
meso-eutroph	nach dem Anteil der Zeigerarten Crustaceen (26 %)
meso-eutroph	nach dem Anteil cyclopoider Copepoden an der gesamten Crustaceenbiomasse (27 %)
meso-eutroph	entsprechend der Biomassenrelation von cyclopoiden Copepoden zu Cladoceren (0,4)

Damit ergibt sich nach Karabin (1985) mit den Zeigerarten eine Einstufung des Sees in den meso-eutrophen Bereich, was nicht mit dem eu- bis hypertrophen Zustand des Sees übereinstimmt.

3.2.2.4. Saisonale Abundanzen und Biomassen im Klostersee

Abb. 18 zeigt synchrone Verläufe bei der Abundanz und Biomasse der Zooplanktongruppen im Klostersee. Auf den ersten Blick ist, wie auch schon im Ammersee eine starke Konzentrierung der Zooplanktonentwicklung in der zweiten Jahreshälfte zu erkennen. Diese ist jedoch kaum mit Wetter- oder chemisch-physikalischen Daten in Einklang zu bringen. Ein Vergleich mit der Phytoplanktonentwicklung offenbart jedoch einen sehr ähnlichen Jahresgang. Obwohl der Anteil des gut fressbaren Phytoplanktons im Klostersee erst im Oktober deutlich ansteigt, scheint dessen Produktion offenbar bereits früher erhöht zu sein, da auch das Gesamtphytoplanktonbiovolumen bereits ab August kontinuierlich zunimmt. Der Anteil an Rotatorien liegt im Rahmen des Üblichen, wobei die maximale Dichte deutlich unter der im Bergknappweiher liegt (Abb. 18 oben).

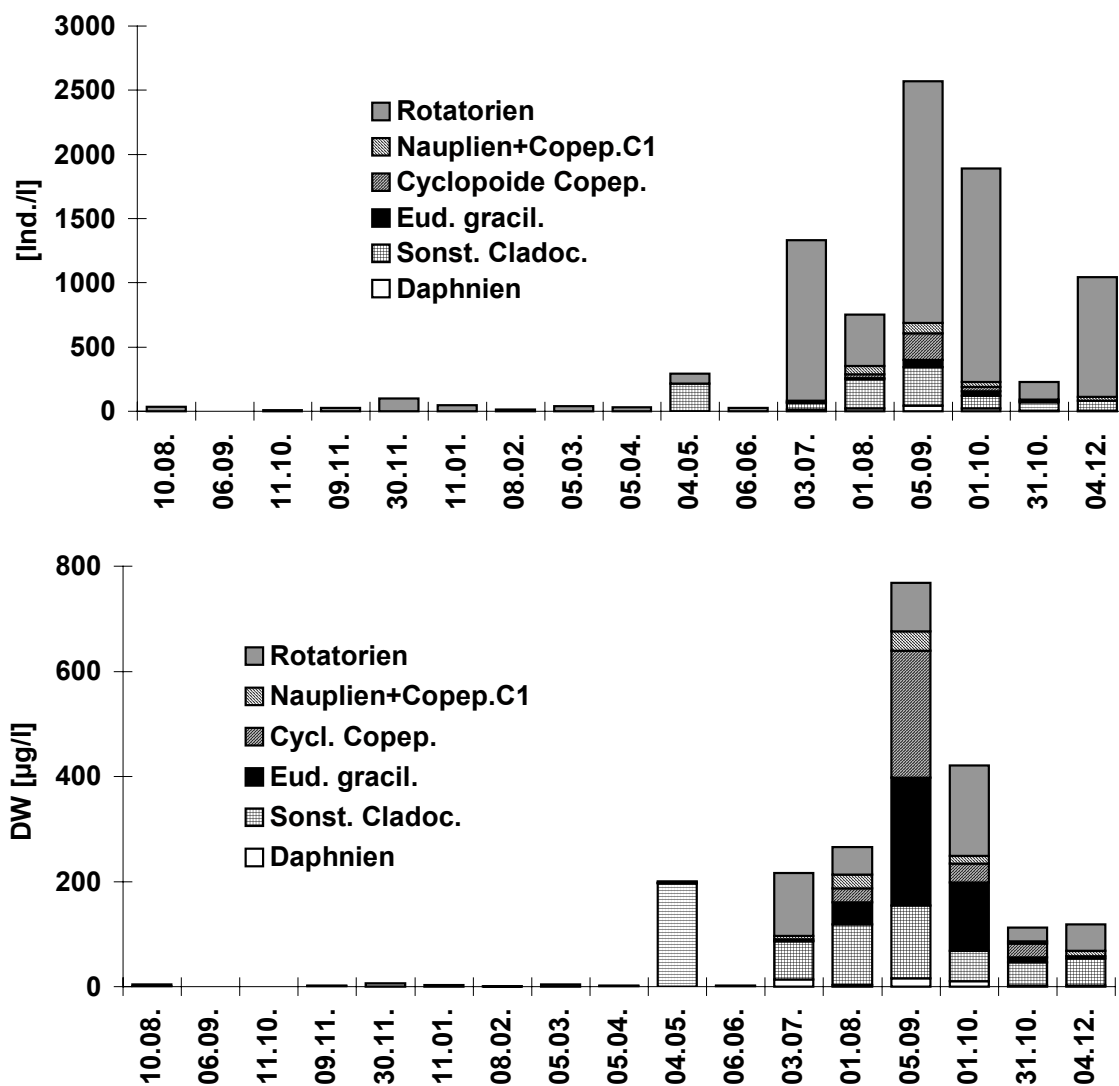


Abb. 18. Abundanzen [Individuen l⁻¹, Mittel 0 - 80 m] (oben) und Biomassen [µg l⁻¹, Trockengewicht, Mittel 0 - 80 m] (unten) der bedeutendsten Zooplanktongruppen des Klostersee ab August 2000 bis Ende 2001.

Bezüglich der Biomasse ergab sich in etwa eine Gleichverteilung zwischen Rotatorien, cyclopoiden Copepoden, calanoiden Copepoden und Cladoceren. Dabei erschienen die Cladoceren eher früher im Jahr, die Copepoden dagegen gehäuft erst ab September. Auffällig ist der geringe Anteil an Daphnien. Die Cladoceren setzen sich vor allem aus *Bosmina longirostris* und kleinen *Diaphanosoma brachyurum*, also Formen mit einer geringen Körpergröße, zusammen.

Nach Karabin (1985) lässt sich der Klostersee wie folgt einstufen:

meso-eutroph	nach dem Anteil der Zeigerarten Rotatorien (42 %)
mesotroph	nach dem Anteil <i>Keratella cochlearis tecta</i> form (< 1 %)
eutroph	nach der Rotatoriendichte (2500 Individuen l ⁻¹)
eutroph	nach dem Anteil der Zeigerarten Crustaceen (66 %)
meso-eutroph	nach dem Anteil cyclopoider Copepoden an der gesamten Crustaceenbiomasse (22 %)
meso-eutroph	entsprechend der Biomassenrelation von cyclopoiden Copepoden zu Cladoceren (0,5)

Entsprechend der Zeigerarten ergibt sich somit eine Einstufung des Sees als meso- bis eutroph.

3.2.2.5. Saisonale Abundanzen und Biomassen im Altmühlsee

Die Zooplanktonentwicklung war im Altmühlsee wesentlich ausgeglichener als in den vorangegangenen zwei Seen (Abb. 19). Sie lässt sich grob in die beiden Perioden Frähsommer und Herbst gliedern und entspricht damit dem üblichen Jahresverlauf. Auffällig sind hier die im Verhältnis zum übrigen Zooplankton niedrigen Rotatoriendichten. Des weiteren bildet sich das Maximum der Rotatorien erst im Juni heraus und ist damit nicht wie sonst üblich vor, sondern zeitgleich bzw. nach den Cladoceren. Letztere erreichen zusammen mit *Acanthocyclops robustus* bereits im Mai mit der Erwärmung des Wasserkörpers und dem üblichen guten Nahrungsangebot im Frühjahr hohe Dichten. Der hohe Anteil an *Bosmina* ist in dieser Jahreszeit ungewöhnlich, denn diese sind sonst meist erst im Herbst vorhanden. Sie können sich sehr selektiv ernähren und sich so vor allem bei einem komplexen Nahrungsangebot mit einem hohen Anteil schlecht filtrierbarer Algen gegen die Konkurrenz der Daphnien behaupten. Da sie eine geringe Körpergröße besitzen, werden sie von Fischen kaum gefressen und fallen in der Darstellung der Biomasse deutlich geringer aus als in der Abundanz. Bei den Rotatorien erreichte die Art *Asplanchna priodonta* sehr hohe Dichten. Das Rädertier ist räuberisch/omnivor und hat durch seine Größe eine hohe Biomasse.

Sein gehäuftes Vorkommen ist sicher ein Grund für die relativ geringen Rotatorienabundanzen. Im saisonalen Verlauf der Biomassen gab es zwei Einbrüche, die beide mit Temperaturstürzen und Schlechtwetterphasen in Verbindung gebracht werden können. Das Nahrungsangebot war zu diesen Zeiten nicht außergewöhnlich schlecht. Das Frühsommermaximum der Cladoceren am 25.06. deckt sich gut mit einem stärkeren Einbruch im Phytoplanktonbiovolumen und einer geringen Erhöhung der Sichttiefe. Dies deutet auf eine gewisse Kontrolle der Algen durch das Zooplankton in dieser Zeit hin. In der übrigen Zeit ist diese jedoch nicht nachweisbar. Der Anteil der Daphnien, die als hauptsächliche „Leistungsträger“ der algenreduzierenden Filtration gelten, ist im restlichen Jahr auch deutlich geringer. Wie auch beim Bergknappweiher weist die Dominanz cyclopoider Arten bei den Copepoden auf eutrophe Verhältnisse hin.

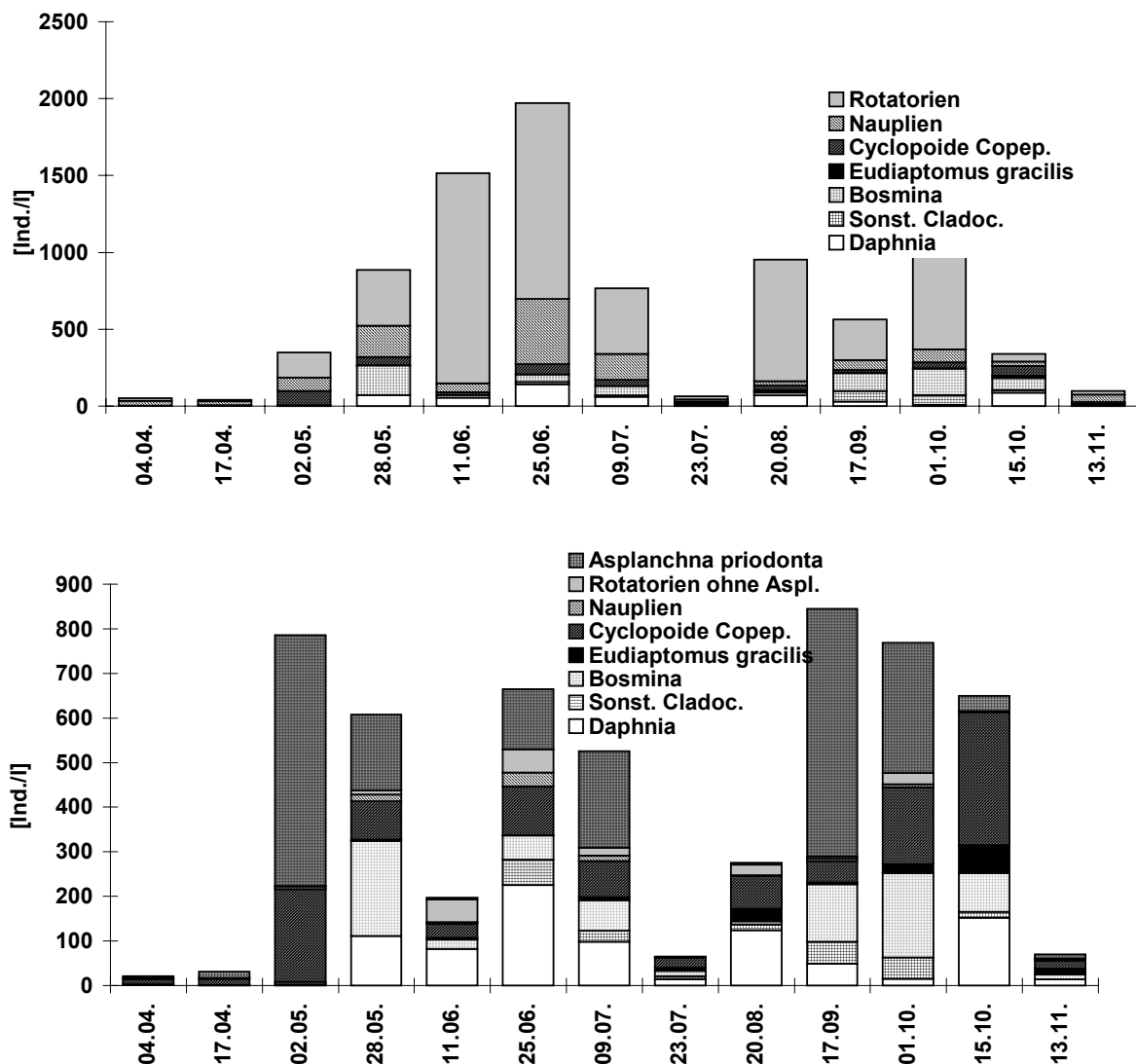


Abb. 19. Abundanzen [Individuen l⁻¹, Mittel 0 - 80 m] (oben) und Biomassen [µg l⁻¹, Trockengewicht, Mittel 0 - 80 m] (unten) der bedeutendsten Zooplanktongruppen des Altmühlsees 2001 (Daten WWA Ansbach).

Nach Karabin (1985) lässt sich der Altmühlsee wie folgt einstufen:

meso-eutroph	nach dem Anteil der Zeigerarten Rotatorien (26 %)
meso-eutroph	nach dem Anteil <i>Keratella cochlearis</i> tecta form (12 %)
meso-eutroph	nach der Rotatoriendichte (1500 Individuen l ⁻¹)
eutroph	nach dem Anteil der Zeigerarten Crustaceen (32 %)
eutroph	nach dem Anteil cyclopoider Copepoden an der gesamten Crustaceenbiomasse (36 %)
meso-eutroph	entsprechend der Biomassenrelation von cyclopoiden Copepoden zu Cladoceren (0,6)

Damit ergibt sich mit den Zeigerarten eine Einstufung des Sees in den meso-eutrophen/eutrophen Bereich.

Abgeleitet aus der Populationsstruktur des Zooplanktons nach Karabin (1985) ergab sich eine Reihung der untersuchten Gewässer mit steigender Trophie vom Ammersee zum Bergknappweiher, Klostersee und Altmühlsee, wobei die Unterschiede zwischen den letzten drei Gewässern sehr gering sind. Durch die geringe Tiefe dieser Seen ist eine Anwendung der Trophieeinstufung auch nur bedingt möglich. Die Trophieindikation nach Karabin ergibt somit eine plausible Reihung der Seen, die konkrete Einstufung ist jedoch unbefriedigend. Vor allem „top-down“-Prozesse wirken sich massiv auf die Zooplanktonstruktur aus, so dass diese als Einstufungsparameter für die pflanzliche Produktion („bottom-up“ Kontrolle) nur bedingt geeignet erscheint.

3.3. Top-down Kontrolle durch das Zooplankton: Filtrierleistung in den vier Gewässern.

Die berechneten Filtrierraten unterstreichen den großen Einfluß der Daphnien gegenüber den anderen Zooplanktern. Der Fraßdruck der Daphnien auf die Planktongemeinschaft ist im Altmühlsee am größten gewesen, jedoch insgesamt bei allen vier Untersuchungsseen zu gering (Abb. 20). Die mittlere Körperlänge dient als Hilfsindex für die Leistungsfähigkeit des Zooplanktons bei der Filtration und zeigt vergleichsweise hohe Werte für den Altmühlsee an (Abb 21). Allerdings geht hier der hohe Bestand der großen *Asplanchna priodonta* und die niedrigen übrigen Rotatoriendichten mit in die Berechnung ein. Die geringsten Längen der Crustaceen wurden im Klostersee gemessen. Trotz der Unterschiede zwischen den vier Seen sind die mittleren Körperlängen insgesamt klein. Dies ist auf den größenselektiven Fraßdruck durch planktonfressende Fische zurückzuführen. Die niedrigen Filtrierraten haben einen geringen Einfluß auf die Phytoplanktonentwicklung (geringe „top-down“ Kontrolle) und unterstützen die Aussage einer schwachen Koppelung zwischen Phytoplankton und Zooplankton in allen vier untersuchten Gewässern in Kapitel 3.2.1.

Die Filtrierrate ist eine grundlegende Größe für die Beurteilung, welchen Einfluss filtrierende Organismen im Pelagial ausüben. Sie ist jedoch auch innerhalb einer Art von Faktoren wie der Partikeldichte und -zusammensetzung, sowie von der Größe des Individuums abhängig (Lampert, 1994). Auch die Untersuchungsmethodik hat einen starken Einfluss auf das Ergebnis, weshalb die Angaben der Filtrierrate einer Art von Autor zu Autor stark schwanken kann. Die Temperatur hat dagegen nach Knoechel & Holtby (1986) und Jarvis et al. (1988) nur einen geringen Einfluss. In dieser Studie kommt es vor allem auf die "Leistungsfähigkeit" der einzelnen Arten bzw. Gruppen an, nicht jedoch auf den absoluten Wert. Diese Abschätzung erlaubt den Vergleich zum Einfluss einer Art bzw. Gruppe auf das Phytoplankton in den verschiedenen Gewässern. Die zur Berechnung verwendeten Filtrierraten wurden in Tab. 3 zusammen getragen. Sie wurden nach einer Vielzahl von Literaturangaben ermittelt und für stark abweichende Körperlängen korrigiert. Die Angaben lehnen sich stark an die Untersuchung von Tittel (1997) im eutrophen Arendsee an. Eine Einordnung in bestehende Werte aus der Literatur ist im Anhang (Tab. A2) zu finden.

Abb. 20. zeigt den damit ermittelten Anteil der Filtrierrate der einzelnen Zooplanktonarten bzw. Gruppen im saisonalen Verlauf bei den vier Untersuchungsseen. Die absoluten Werte der drei flachen Seen liegen in einem überraschend engen Bereich, so dass hier kaum Unterschiede festzustellen sind. Der tiefe Ammersee ist aufgrund der Mittelung der Werte über die gesamte Wassersäule nicht vergleichbar.

Art/Gruppe	Filtrierrate [ml h ⁻¹]	Tab. 3. Mittlere Filtrierraten als Berechnungsgrundlage zur Abschätzung der saisonalen Grazingraten.
Nauplien	1,5	
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	60	
<i>Daphnia hyalina</i>	250	
<i>D. cucullata</i>	200	
<i>Bosmina</i> sp.	40	
<i>Cyclops abyssorum</i>	40	
<i>Mesocyclops leucarti</i>	30	
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	80	
<i>Chydorus sphaericus</i>	7	
<i>Acanthocyclops robustus</i>	30	
Rotatorien	um 0,6	

Auf den ersten Blick zeigt sich in allen Seen der überproportionale Einfluss der Cladoceren. Dieser war im Ammersee durch die niedrigen Dichten am geringsten (Abb. 20 A). Rotatorien trugen generell nur einen geringen Beitrag zur Gesamtfiltrierleistung des Zooplanktons bei. Durch ihren hohen Turnover fördern sie mit ihrer Filtration eher noch das Phytoplanktonwachstum anstatt es zu unterdrücken (s. Wickham et al., 1993; Arndt, 1997). Im Ammersee wird das Zooplanktongrazing zu einem großen Teil durch Copepoden getragen. Diese reduzieren durch ihr hohes Selektionsvermögen bei der Nahrungsaufnahme nur bestimmte Futteralgen und sind noch dazu zum Teil räuberisch.

Im Bergknappweiher und Altmühlsee dominieren die Daphnien das Grazing (Abb. 20 B, D). Allerdings überwiegen, vor allem im Bergknappweiher, die Zeiten mit geringem oder gar fehlendem Daphnienbestand, so dass von keinem andauernden reduzierenden Effekt auf das Phytoplankton ausgegangen werden kann. Im Klostersee bestimmen vor allem kleinere, sich ebenfalls selektiv ernährende Cladoceren wie *Bosmina*, *Diaphanosoma* und *Chydorus* die Filtrierleistung des Zooplanktons. Hier ist der Einfluss durch die kurze Dauer eines höheren Populationsaufkommens ebenfalls gering.

Cladoceren besitzen im Vergleich zu anderen Zooplanktern eine wesentlich höhere Filtrierrate (Wetzel, 2001; Rothhaupt, 1997), wobei diese etwa in der zweiten bis dritten Potenz mit der Körpergröße der Tiere ansteigt (Lampert, 1983; Jarvis et al., 1988). In Kombination mit deren hohem Reproduktionspotential können vor allem große Arten Nahrungsressourcen monopolisieren und kontrollieren (Hall et al., 1976; Christoffersen et al., 1993) und einen starken Einfluß auf den Phytoplanktongehalt im Wasser nehmen. Dies kann bei hohen Cladocerendichten zu einer extremen Reduzierung der Algen, dem „Klarwasserstadium“ führen.

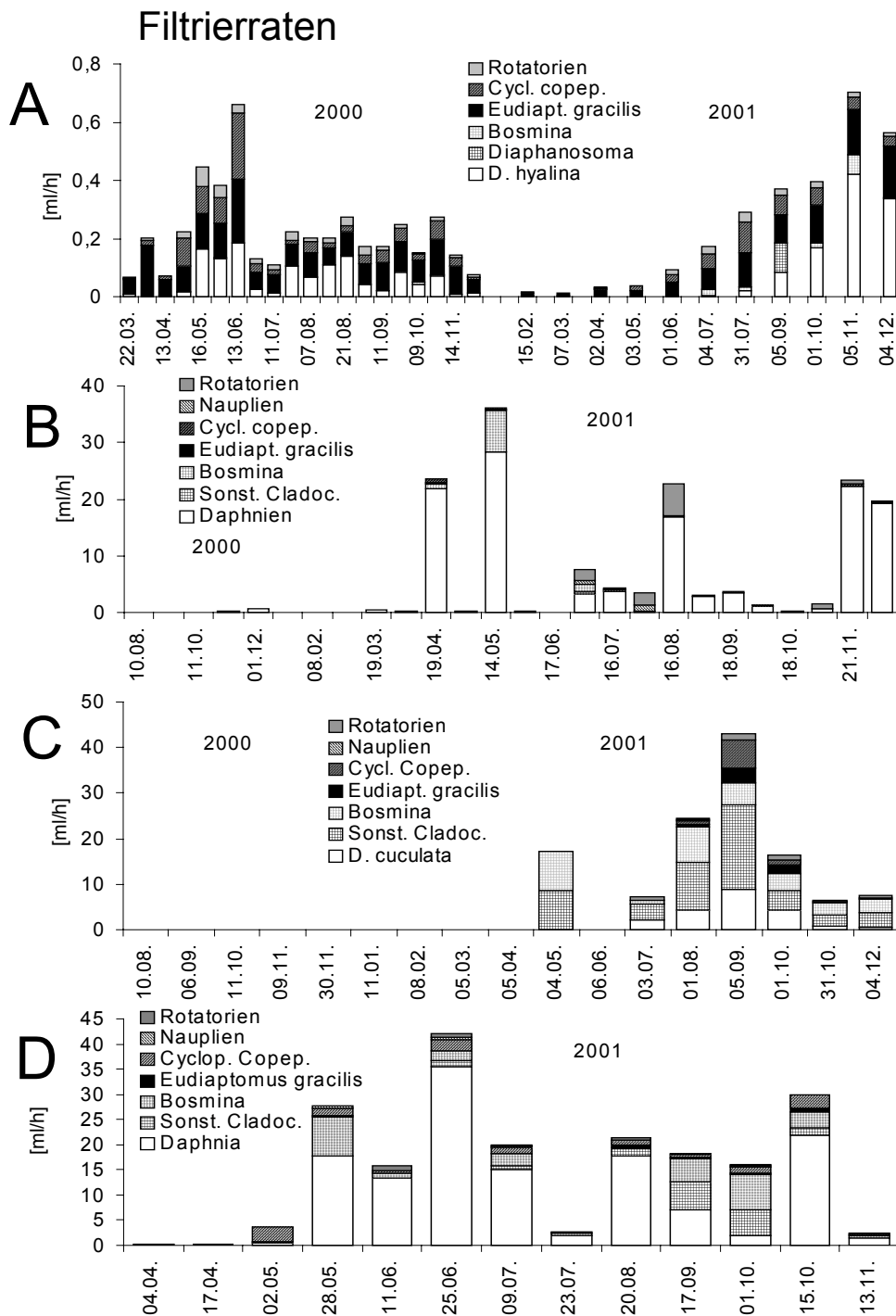


Abb. 20. Filtrieraten der dominanten Zooplanktongruppen und -arten im Ammersee (A), Bergknappweiher (B), Klostersee (C) und Altmühlsee (D).

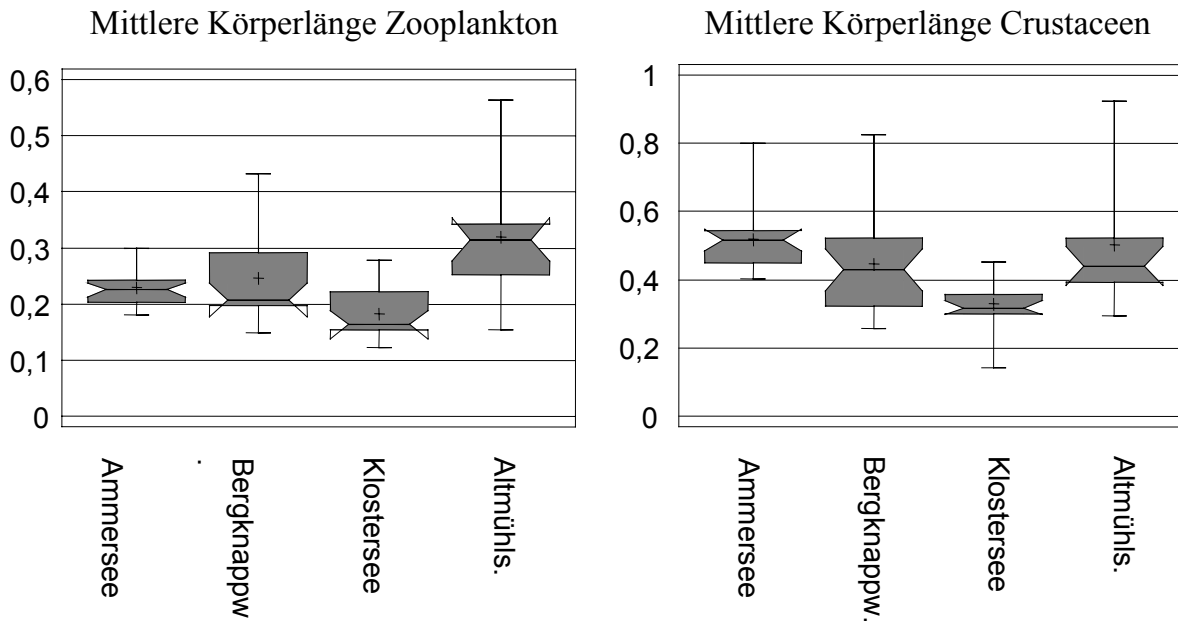


Abb. 21. Mittlere Körperlänge [mm] des Zooplankton- (links) und Crustaceenbestandes (rechts) der vier untersuchten Seen im Untersuchungsjahr 2001.

Folglich ist der Anteil und die Menge an großen Arten und Individuen entscheidend für deren Reinigungsleistung (clearance rate) im Gewässer. Deshalb wurde im Folgenden die durchschnittliche Körperlänge des gesamten Zooplanktonbestandes und die der Crustaceen berechnet (Abb. 21). Dieses Maß dient der Abschätzung der Leistungsfähigkeit für einzelne Arten bzw. für die Zooplanktongemeinschaft.

Die dargestellten mittleren Körperlängen des Zooplanktons ergab lediglich für den Ammersee und den Bergknappweiher keinen signifikanten Unterschied (Abb. 21). Der Altmühlsee hatte den höchsten Anteil an großen Arten. Neben dem vergleichsweise hohen Daphnienanteil ist hier auch die große Dichte an *Asplanchna priodonta* bei den Rotatorien entscheidend. Die deutlich geringste durchschnittliche Körperlänge weist das Zooplankton im Klostersee auf. Dies gilt auch für die Crustaceen, wo lediglich kleine Formen und Individuen vorherrschen. Bei den Längen der Crustaceen unterscheidet sich der Altmühlsee nicht signifikant vom Bergknappweiher und Ammersee. Der Ammersee besitzt jedoch durch das Vorkommen verhältnismäßig großer Copepoden durchweg größere Crustaceen als der Bergknappweiher und Klostersee.

Trotz der individuellen Unterschiede der vier Seen sind die mittleren Körperlängen insgesamt als klein einzustufen. Dies ist auf den selektiven Fraßdruck durch planktonfressende Fische zurückzuführen, der am Altmühlsee etwas geringer zu sein scheint als in den andern drei Seen. Zum Vergleich ist in Abb. 22 die mittlere Körperlänge des Zooplanktons im Rottachspeicher vor (1990) und nach (1993) dem erstmaligen Fischbesatz aus Morscheid (1995) dargestellt. Dieser zeigt das

drastische Abfällen der durchschnittlichen Körpergröße nach einem ersten Fischbesatz des Sees. Das Zooplankton weist im Rottachspeicher jedoch insgesamt immer noch deutlich größere Längen als in den vier Untersuchungsseen auf.

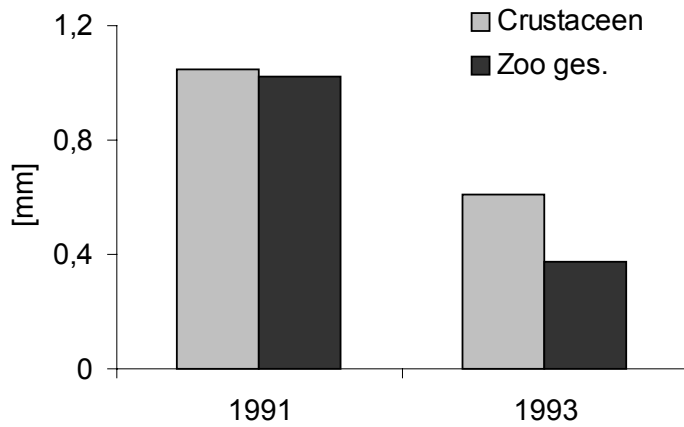


Abb. 22. Mittlere Körperlänge [mm] des Zooplanktons im Rottachspeicher (aus Morscheid 1995, Daten von 1990 aus Steib 1992).

3.4. Der Ammersee und das Tiefen-Chlorophyll-Maximum von *Planktothrix rubescens*

3.4.1. Vergleich der Langzeitentwicklung von *Planktothrix rubescens* im Ammersee und im Mondsee.

Langzeitdatensätze von dem Ammersee und dem limnologisch sehr ähnlichen Mondsee zeigen, dass sich unter den nährstoffreicheren Bedingungen im Ammersee die höheren Biovolumina von *Planktothrix rubescens* im Vergleich mit dem Mondsee entwickeln (Abb. 23, 25). Der Rückgang von *P. rubescens* in den achtziger Jahren im Ammersee und in den neunziger Jahren im Mondsee erfolgte im wesentlichen infolge der drastischen Reduktion der Gesamtposphorkonzentrationen (TP, Abb. 23-24). In diesen Phasen wurde das Wachstum von *P. rubescens* direkt durch den Nährstoff Phosphor kontrolliert („bottom up“ Kontrolle). Nachdem *P. rubescens* mit der Reoligotrophierung im Ammersee nahezu verschwunden war, nahm in den letzten vier Jahren, d.h. von 1998 bis 2001, dieses Cyanobakterium erneut zu und erreichte wiederum maximale Biovolumenanteile von 80 bis 90% am Phytoplankton (Abb. 23 A, 26 B-E, G-J, Details s. Lenhart 1987, 2000; Kucklantz, 2001; Morscheid 2002). Die TP-Konzentrationen blieben jedoch in diesen vier Jahren auf einem gleichbleibend niedrigen Niveau zwischen 11 und 14 $\mu\text{g l}^{-1}$ (Abb. 26-27). Damit läßt sich die massive Biomassezunahme von *P. rubescens* in den Jahren 1998 bis 2001 nicht auf einen Anstieg der TP-Konzentrationen zurückführen. In den nachfolgenden Kapiteln 3.4.2 bis 3.4.4 wird die Ursache dieser spezifischen Biovolumenzunahme von *P. rubescens* im Ammersee erörtert.

Der Ammersee unterscheidet sich limnologisch deutlich von den übrigen drei flachen eu- bis hypertrophen Gewässern und wird daher gesondert betrachtet (Kapitel 3.1). Es wurde in Kapitel 3.1 gezeigt, dass der Ammersee hinsichtlich der morphometrischen Charakteristik, dem trophischen Niveau und der Relation zwischen den Makronährelementen N, P und Si mit dem alpinen Mondsee im Salzkammergut gut vergleichbar ist. Auch das Phytoplankton im Ammersee spiegelt die typische Zusammensetzung eines alpinen mesotrophen Sees wider, vergleichbar mit der im Mondsee (Dokulil, unveröffentlicht).

Die Langzeitentwicklungen der Gesamtposphorkonzentrationen (TP, total phosphorus) und der Phytoplanktonbiovolumina werden in Abb. 23, die langfristige Änderungen der Phytoplanktonzusammensetzung in Abb. 24 für beide Seen gezeigt. Der Ammersee durchlief eine Phase der **Eutrophierung** in den siebziger Jahren, die von einer Massenentwicklung von *Planktothrix rubescens* begleitet wurde (Abb. 23 A). Zu jener Zeit dominierte im Ammersee das Cyanobakterienplankton, das fast ausschließlich durch *P. rubescens* aufgebaut wurde (Abb. 24 A, s. 1976). Die Kieselalgen wiesen auffallend niedrige Biovolumina auf.

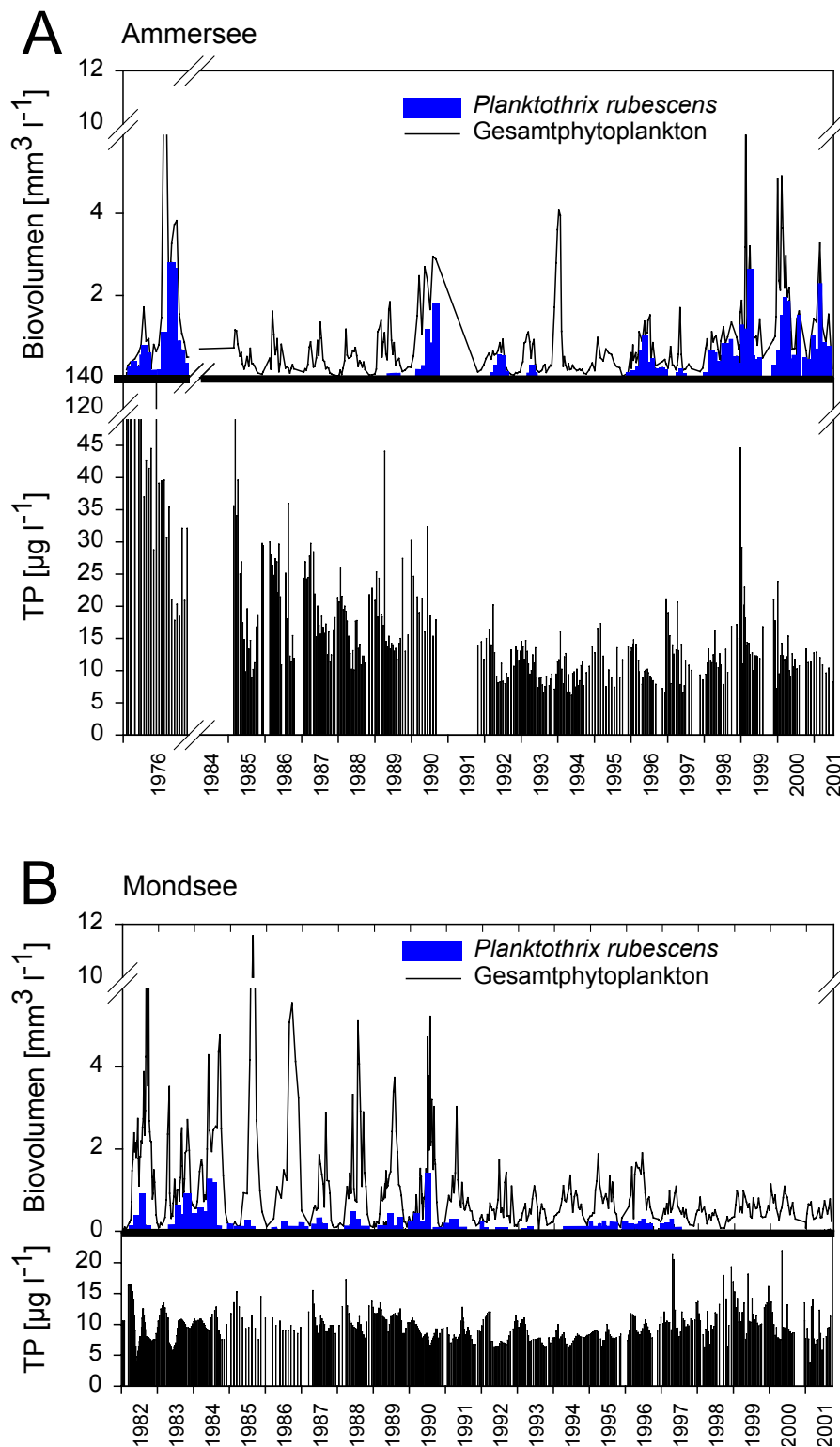


Abb. 23. Langzeitentwicklung der Biovolumina von *Planktothrix rubescens* und vom Gesamtphytoplankton sowie der Gesamtphosphorkonzentrationen (TP) im Ammersee (A: 1975, 1985-90, 1992-01) und im Mondsee (B: 1982-2001; in beiden Seen Werte für die integrierten Probe von 0-20m).

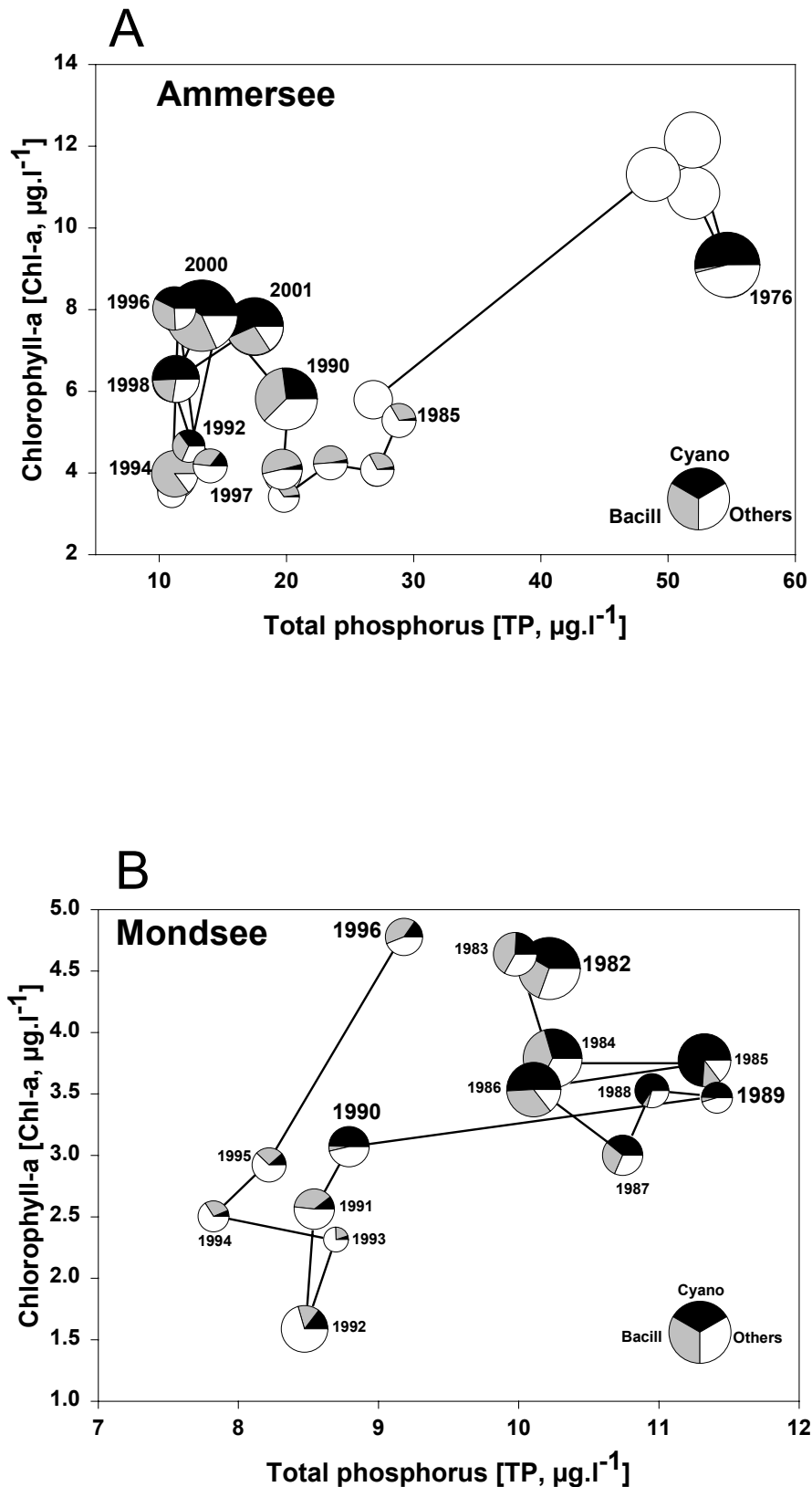


Abb. 24. Langfristige Änderung der Phytoplanktonzusammensetzung in Abhängigkeit von den TP-Konzentrationen im Ammersee (A) und im Mondsee (B) dargestellt als x-y-Kreisdiagramme. Die unterschiedliche Größe der Kreise entspricht dem Wert des Biovolumens (Details s. Methode, Grafiken von Dokulil, unveröffentlicht, Daten Mondsee von A. Jagsch und M. Dokulil).

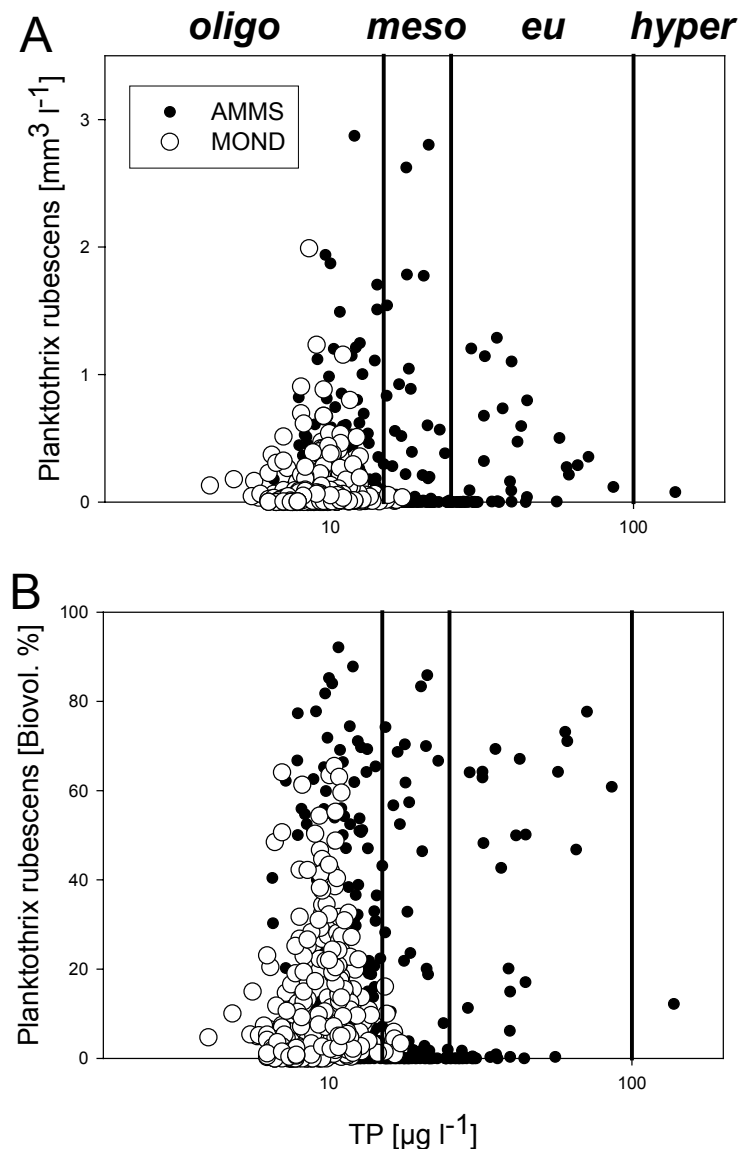


Abb. 25. Biovolumina von *Planktothrix rubescens* (A) und der Anteil am Gesamtbiovolumen (B) in Abhängigkeit von den TP-Konzentrationen im Ammersee und Mondsee.

(Datenbasis: Einzelwerte der integrierten Proben von 0-20m, AMMS (n = 319): 1975, 1985-90, 1992-01 und MOND (n = 496): 1982-2001; trophische Einteilung nach Forsberg & Ryding, 1980).

Mit der starken Verringerung der TP-Konzentrationen nahmen in den achtziger Jahren die Biovolumina der Cyanobakterien ab, die der Kieselalgen dagegen zu (Abb. 24 A, 1985-1989). Die Phasen der Eutrophierung sowie der Oligotrophierung im Ammersee sind ausführlich u.a. in Lenhart (1987, 2000), Kucklantz et al. (2001) und Morscheid (2002) dargestellt.

Im Mondsee gab es ebenfalls eine Phase der Eutrophierung. In den achtziger Jahren wurden auch hier höhere TP-Konzentrationen zusammen mit höheren Biovolumina von *P. rubescens* gemessen (Abb. 23 B). Das Cyanobakterienplankton war in den achtziger Jahren im wesentlichen durch *P. rubescens* und *Microcystis aeruginosa* aufgebaut (Abb. 24 B). Wie bereits für den Ammersee

gezeigt, nahmen die Biovolumina von *P. rubescens* im Zuge der **Reoligotrophierung** stark ab, *Microcystis* verschwand fast gänzlich (Abb. 24 B). Ein Jahr nach der drastischen Erniedrigung der TP-Konzentrationen, 1991, war *P. rubescens* nur noch mit einem Biovolumenanteil von ca. 10% im Phytoplankton vertreten. Nach dieser Nährstoffreduktion stieg in den letzten Jahren die TP-Konzentration im Mondsee wiederum leicht an, was sich bisher aber nicht in einem deutlichen Zuwachs von *Planktothrix* äußerte (Abb. 23 B, Abb. 24 B).

Der direkte Vergleich der Langzeitdaten beider Seen wird in Abb. 25 gezeigt. Die Biovolumina von *P. rubescens* sowie deren Anteil am Gesamtbiovolumen werden hier in Abhängigkeit von den TP-Konzentrationen dargestellt. Es zeigt sich klar, dass auf dem höheren Nährstoffniveau im Ammersee, ***P. rubescens*** weitaus höhere Biovolumina (bis zu $3 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$) entwickelte als im Mondsee. Dieses Cyanobakterium erreichte im Mondsee nur ca. 60% des Gesamtbiovolumens, im Ammersee dagegen mehrfach mehr als 80%. Dieses Phänomen der Massenentwicklungen von *P. rubescens* während der Eutrophierungsphase war auch in weiteren geschichteten Seen im Salzkammergut und in Kärnten auffällig (Sampl, 1999; Dokulil et al., 1999; Dokulil et al., 2000). Wie oben bereits für den Ammersee dargestellt, verschwanden die *Planktothrix*-Blüten mit der Reoligotrophierung in vielen dieser Seen, auch wenn dieses Cyanobakterium mit geringen Trichomzahlen im Plankton durchaus noch vorhanden ist und auch als typischer Vertreter für tiefe, schwach-mesotrophe Seen anzusehen ist (s. physiologische Anpassung dieses Cyanobakteriums an den metalimnischen Lebensraum in den Kapiteln 3.4.2-4).

Die langfristigen und massiven Zu- und Abnahmen des Phosphors stehen unbestritten im ursächlichen Zusammenhang mit dem Aufbau oder dem Ausbleiben der Massenentwicklung von *P. rubescens*. Diese Kontrolle durch Nährstoffe („bottom up“ Kontrolle) ist für die Langzeitentwicklung der Phytoplanktonzusammensetzung im Mondsee allgemein plausibel. Gleiches trifft auch für den Ammersee, aber nur für die Phase bis zum Jahr 1989 zu.

Die **Kontrolle der Biomasseentwicklung von *P. rubescens* durch den Phosphor** muss aber nicht zwangsläufig gegeben sein, d.h. sie muss weder im Jahr durchgängig zutreffen noch der einzige Faktor der Steuerung sein. Detaillierte Studien haben vielmehr gezeigt, dass die Entwicklung von Organismen in kurzen Zeitabständen wechselweise „bottom up“ oder „top down“ kontrolliert sein kann (z.B. Weisse, 1991) bzw. verschiedene Faktorenkomplexe zugleich von Bedeutung sind (Reynolds, 1984; Dokulil & Teubner, 2000).

Eine solche Phase der massiven *Planktothrix*-Zunahme, die nicht an einen Anstieg von TP gekoppelt ist, zeigte sich im Ammersee in den Jahren von 1998 bis 2001 (Abb. 23 A, 24 A). Im Jahr zuvor, 1997, nahmen die Cyanobakterien im Jahresmittel noch geringe Biovolumenanteile ein (Abb. 23 A). In der Abb. 26 wird die Entwicklung von *P. rubescens* in direkter Abhängigkeit von der **TP-Konzentration** für diese einzelnen fünf Jahre dargestellt. Wenigstens 70% der Werte sind mit einer Linie eingekreist und zeigen den Schwerpunkt der Verteilung an (confidence kernel = 0,70). 1997 entwickelte *P. rubescens* im Verlaufe des Jahres nur geringe Biovolumina von maximal $0,25 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ und trug selten mehr als 40% zum Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons bei (Abb. 26 A, F). In den folgenden vier Jahren baute dieses Cyanobakterium maximale Biovolumina zwischen 0,6 und 2 (3) $\text{mm}^3 \text{ l}^{-1}$ je Jahr auf und erreichte damit maximale Biovolumenanteile von 80 bis 90% (Abb. 26 B-E, G-J). Die Phosphorkonzentrationen lagen in den einzelnen Jahresverläufen im wesentlichen im Bereich von ca. 10- 15 $\mu\text{g l}^{-1}$ (Abb. 26; Medianwerte von 1997 bis 2001: 12,06; 11,11; 14,31; 11,75; 11,31) und zeigten keine tendenzielle Zunahme über die Jahre (Abb. 27). Damit zeigt sich im Ammersee auch anhand der Einzelwerte, dass sich diese massive

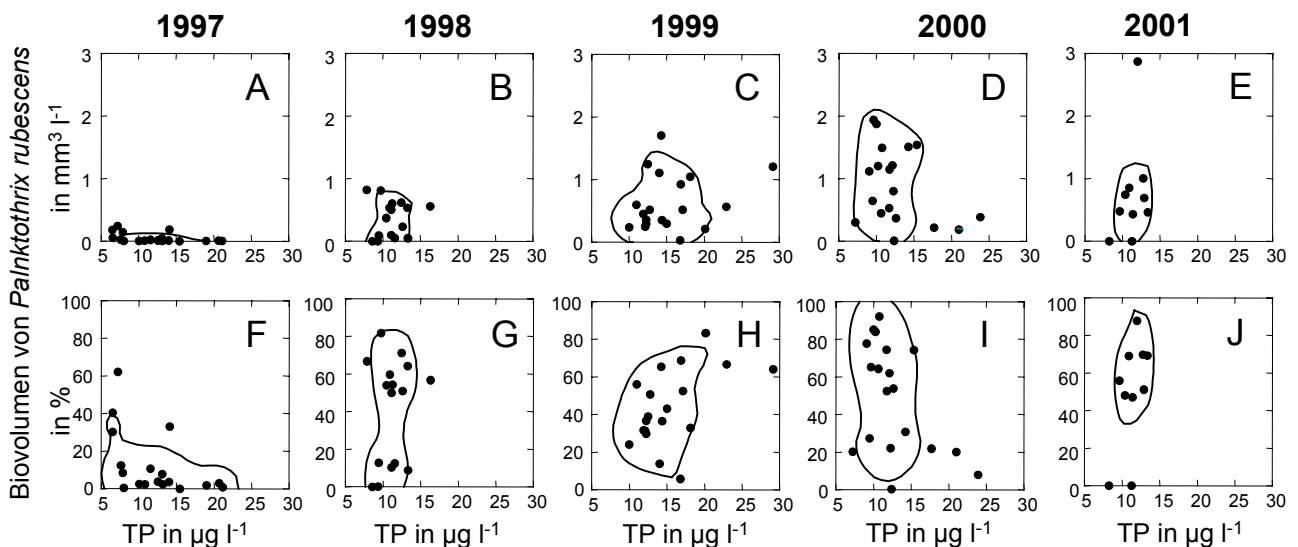


Abb. 26. Entwicklung von *Planktothrix rubescens* in Abhängigkeit von den Gesamtphosphorkonzentrationen (TP) für die einzelnen Jahre von 1997 bis 2001 im Ammersee. Das Biovolumen (A-E) sowie der Anteil des Biovolumens von *P. rubescens* am Gesamtbiovolumen (F-J) wurde in den integrierten Proben 0-20m gemessen. Wenigstens 70% der Werte sind mit der Linie eingekreist und zeigen den Schwerpunkt der Verteilung an (confidence kernel=0,070).

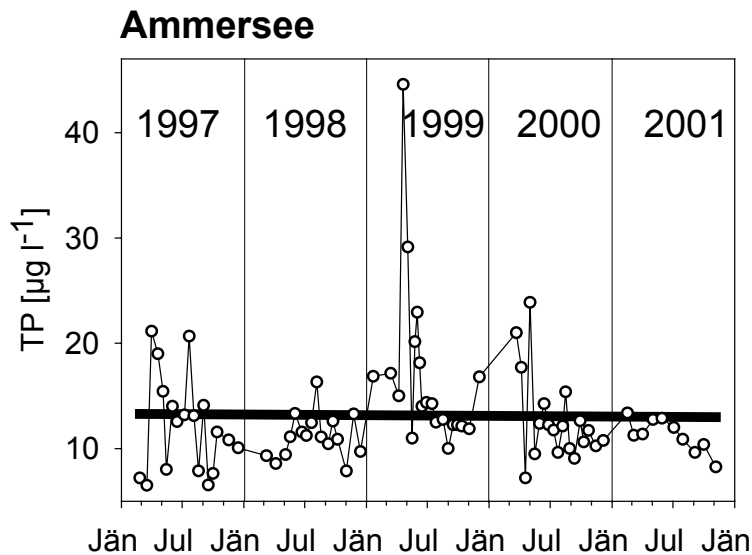


Abb. 27. TP-Konzentrationen im Ammersee für die Jahre 1997-01. Die Regressionsgerade (fette Linie) folgt der Gleichung $y = -0,0002x + 19,7$ und zeigt damit den Trend der gleichbleibenden TP-Konzentrationen über die 5 Jahre an.

Zunahme von *P. rubescens* von 1998 bis 2001 nicht auf eine Erhöhung der TP-Konzentrationen zurückführen läßt. Obwohl sich die Phosphorkonzentrationen im Ammersee und im Mondsee in den letzten Jahren auf demselben Niveau bewegten, kam es allein im Ammersee zu einer erneuten Massenentwicklung von *P. rubescens* (Abb. 23-24).

Folgende Fragen zur Phytoplanktonentwicklung und zur spezifischen Biomassezunahme von *P. rubescens* im Ammersee werden nachstehend im Text aufgegriffen:

- *Planktothrix rubescens* in den metalimnischen Wasserschichten: Welche Mächtigkeit erreichen die tiefen Chlorophyllmaxima im Ammersee (Kapitel 3.4.2.)?
- Wie stabil entwickelt sich das Phytoplankton in den epilimnischen und metalimnischen Schichten (Kapitel 3.4.3.)?
- Wie effizient wird der Phosphor von den Organismen im Epilimnion und Metalimnion genutzt (Kapitel 3.4.4.)?

3.4.2. *Planktothrix rubescens* in den metalimnischen Wasserschichten:

Welche Mächtigkeit erreichen die tiefen Chlorophyllmaxima im Ammersee ?

In den Jahren von 1998 bis 2001 wurden im Ammersee im Epilimnion signifikant niedrigere Werte für die Chlorophyllmaxima (ECM, epilimnetic chlorophyll maximum) als in den tieferen Schichten gemessen (DCM, deep chlorophyll maximum, Abb. 30 D). Die epilimnischen Maxima weisen häufig Chlorophyllkonzentrationen von ca. $9 \mu\text{g l}^{-1}$ auf (Abb. 30 C), zumeist in Gewässertiefen mit einer Lichtintensität um die 12 % (Abb. 30 B). Im Gegensatz dazu werden in tieferen Wasserschichten am häufigsten sehr hohe Chlorophyllkonzentrationen von etwa $16 \mu\text{g l}^{-1}$ bei Lichtintensitäten knapp unter der euphotischen Zone, nämlich bei 0,91 % gemessen (Abb. 30 B-C). Ein typisches Beispiel für die Vertikalverteilung der Chlorophyllkonzentrationen im abnehmenden Lichtgradienten sowie für die vertikale Schichtungsstabilität (RTR) wird anhand einer Messung im Juli 1998 für den Ammersee in Abb. 28 gezeigt. Im Ammersee liegen die euphotische Tiefe und die Durchmischungstiefe räumlich nahe beieinander, im Durchschnitt zwischen 7 und 8 m, wobei erstere nach Beginn der Sommerstagnation häufig lange Zeit über das Epilimnion hinaus in tiefere Schichten reicht. Schon lange bevor sich eine maximale Schichtungsstabilität in der Wassersäule aufbaut (Schmidt Stabilität) werden häufig im Metalimnion bereits höhere Chlorophyllwerte als im Epilimnion gemessen (siehe Chlorophyllwerte für ECM und DCM 1998, 2000 und 2001 in Abb. 29). *P. rubescens* bildet maßgeblich das tiefe Chlorophyllmaximum im Ammersee (s. Kapitel 3.2.12 und 3.4.3). Eine photo-heterotrophe Ernährungsweise unter Schwachlichtbedingungen ist für das Wachstum von *P. rubescens* energetisch günstig (Zotina et al., 2003). Weiter treten im Metalimnion nur geringe Verlustraten aufgrund fehlenden Fraßes durch das Zooplankton auf (filtrierende Daphnien hauptsächlich im Epilimnion, s. Kapitel 3.3. und 3.4.3, Morscheid & Mayr, 2002) Daher sind solche Umstände für die Entwicklung dieses Cyanobakteriums von Vorteil, die den ungestörten Aufbau einer stabilen metalimnischen Schicht bedingen. Die relativ niedrigen Durchmischungstiefen bei zugleich hohen euphotischen Tiefen sowie eine gleichmäßig hohe Sonnenscheindauer im Sommer (Schönwetterperiode) wirkten in dieser Kausalität sicher begünstigend für *P. rubescens* im Jahr 2001 (Abb. 28, 31 A-C). Im Gegensatz zu den vorherigen 4 Jahren entwickelten sich in jenem Jahr während der Sommerstagnation besonders hohe Biovolumina in den tiefen Schichten (Abb. 29). *P. rubescens* dominierte durchgängig im Phytoplankton mit einem Biovolumenanteil von mehr als 50 % (integrierte Probe 0-20 m, Abb. 26 J). Im Gegensatz dazu traten in dem Jahr 1997 mit niedrigen Biovolumina von *P. rubescens* (Abb. 26 A, F), ungünstige Bedingungen für die Entwicklung dieses Cyanobakteriums auf, d.h. stark schwankende Durchmischungstiefen und anhaltende Einbrüche bei der Sonnenscheindauer im Hochsommer (Abb. 29, 31).

Die Verteilung der Chlorophyll-a-Konzentration, die Abnahme der Lichtintensität und der thermische Widerstand gegen die Durchmischung in der Wassersäule sind beispielhaft für den Ammersee dargestellt (Abb. 28). Die Chlorophyllkurve zeigt typischerweise ein lokales Maximum

bei etwa 12 % **Lichtintensität** in 4 m Tiefe im Epilimnion (ECM, „epilimnetic chlorophyll maximum“, oberhalb von z_{eu}) und das eigentliche Maximum bei einer Lichtintensität von 0,89% in 11 m (DCM, „deep chlorophyll maximum“). Der Wert der thermischen Resistenz gegen das **Durchmischen in der Wassersäule** ist am höchsten zwischen 6 und 7 m bei einer Lichtintensität von ca. 7 bis 4 % des Wasseroberflächenwertes und zeigt die Grenze der Durchmischungstiefe an (z_{mix} s. Abb. 28). Damit reicht die euphotische Zone, d.h. die Wasserschicht bei der wenigstens 1% des Lichtes noch verfügbar sind, tiefer als das Epilimnion, d.h. die Durchmischungstiefe an der Oberfläche (s. euphotisches Metalimnion in Kapitel 3.4.3). Die Entwicklungen der Planktongemeinschaften im Epilimnion, im euphotischen Metalimnion und im Metalimnion unter der euphotischen Zone werden ausführlich im Kapitel 3.4.3 dargestellt.

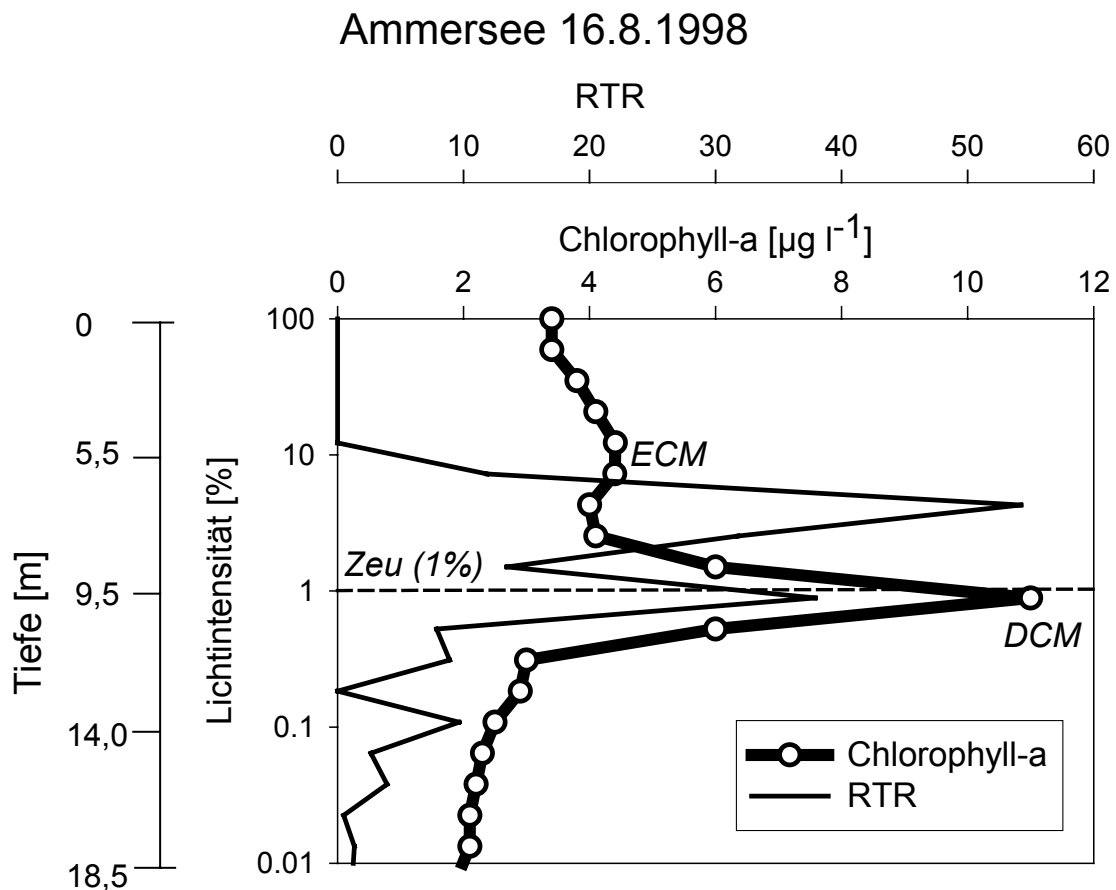


Abb. 28. Tiefenverteilung der Algenbiomasse und thermische Schichtung von 0-18 m am 6.7.1998 im Ammersee: Konzentration von Chlorophyll-a (Chl-a, Haardt-Fluoreszenz) und Wert des thermischen Widerstandes gegen die Durchmischung in der Wassersäule (Stabilität; RTR, Differenzwert aus der jeweils darüberliegenden 1m-Schicht). Die Tiefe in der Wassersäule ist als abnehmende prozentuale Lichtintensität gezeichnet. Die euphotische Tiefe (z_{eu}) zeigt 1 % der Lichtintensität. ECM und DCM zeigen das Chlorophyllmaximum im Epilimnion bzw. in der tiefen Schicht an.

Die euphotische Tiefe wird im Ammersee im wesentlichen durch die anorganische Schwebstoffeinschwemmung der Ammer und die Planktonentwicklung im See, die Durchmischungstiefe durch die temperaturabhängige Dichteänderung des Wasser in der Wassersäule und die Witterung beeinflusst (Kucklantz *et al.*, 2001). Im Ammersee liegen die euphotische Zone und die Durchmischungstiefe während der thermischen Schichtung zwischen 7 bis 8 m (z_{eu} : 7,8 m, z_{mix} : 7,6 m). Beide Zonen liegen damit räumlich eng beieinander bzw. - zumindest beim Aufbau des Epilimnions - reicht die euphotische Schicht lange Perioden bis in tiefere Schichten als das Epilimnion. Phototrophe Organismen wie beispielsweise *Planktothrix rubescens*, die sich physiologisch an Schwachlichtbedingungen anpassen, können am unteren Rand der euphotischen Zone bzw. dicht darunter von der Nährstoffanreicherung im Metalimnion profitieren (Zotina *et al.*, 2003).

In der Abb. 29 ist der Jahresverlauf diverser Parameter für beide Tiefenbereiche für die Jahre von 1997 bis 2001 dargestellt. Im Zuge der thermischen Schichtung, deren Ausmaß als **Schmidt Stabilität** berechnet wurde, baut sich das Epilimnion von der Wasseroberfläche her auf (s. Schmidt Stabilität, Temperaturdifferenz und z_{mix} in Abb. 29). Der Fünfjahresvergleich zeigt, daß nur im Jahr 2001 an sämtlichen Messtagen bis Oktober die euphotische Tiefe tiefer als die Durchmischungstiefe liegt. Für dieses Jahr wird im Detail die Phytoplanktonentwicklung in den verschiedenen Gewässertiefen im Kapitel 3.4.3. gezeigt.

Die Tiefenverteilung der Chlorophyllkonzentrationen zeigt hohe Algenbiomassen in der Zone unterhalb der euphotischen Zone ($< 1\%$ Lichtintensität) während der Sommerstagnation an (Abb. 29). Schon lange bevor eine maximale Schichtungsstabilität in der Wassersäule zustande kommt, werden häufig bereits **höhere Chlorophyllwerte im Metalimnion als im Epilimnion** gemessen (siehe Chlorophyllwerte für ECM und DCM 1998, 2000 und 2001 in Abb. 29). Detaillierte Pigmentanalysen (Ergebnisse hier nicht gezeigt) und Zählungen der Phytoplanktonproben in Rahmen dieses Projekt zeigen, dass das metalimnetische Phytoplankton durch *P. rubescens* dominiert wird (Details s. Kapitel 3.2.1.2 und 3.4.3).

Die Mächtigkeit der **Chlorophyllmaxima** im Epilimnion (ECM) und in den tieferen Schichten (DCM) sowie die Lichtintensität in den entsprechenden Tiefen beider Maxima werden in direkter Beziehung zueinander in Abb. 30 A-D dargestellt. Die epilimnischen Maxima bilden meist Chlorophyllkonzentrationen von ca. $9 \mu\text{g l}^{-1}$ (Abb. 30 C) und liegen häufig im Bereich von Gewässertiefen mit 12% **Lichtintensität** (Abb. 30 B). Im Gegensatz dazu werden in tieferen

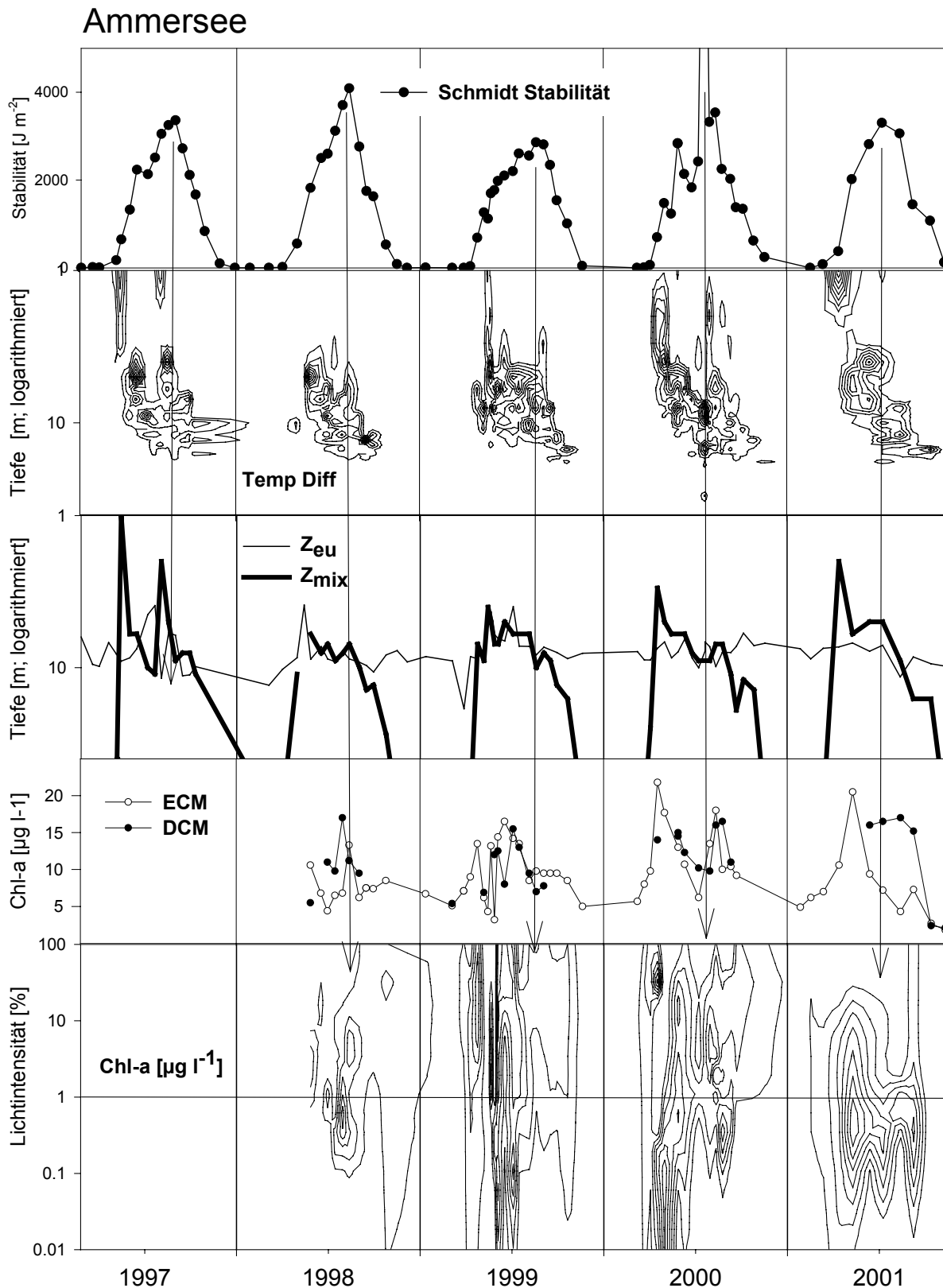


Abb. 29. Jahresverläufe und Tiefenverteilungen diverser Parameter für den Zeitraum von 1997 bis 2001 im Ammersee: die Stabilität der thermischen Schichtung (Schmidt Stabilität), die Temperaturdifferenz in der Wassersäule in Meterschritten, die euphotische Tiefe (Z_{eu}) und die Durchmischungstiefe (Z_{mix} , berechnet nach RTR-Wert), die Konzentration von Chlorophyll-a für das Maximum im Epilimnion und in der Tiefe (Metalimnion) und die Tiefenverteilung der Chlorophyll-a-Konzentration. Die Pfeile kennzeichnen den Zeitpunkt der höchsten thermischen Stabilität der Wassersäule.

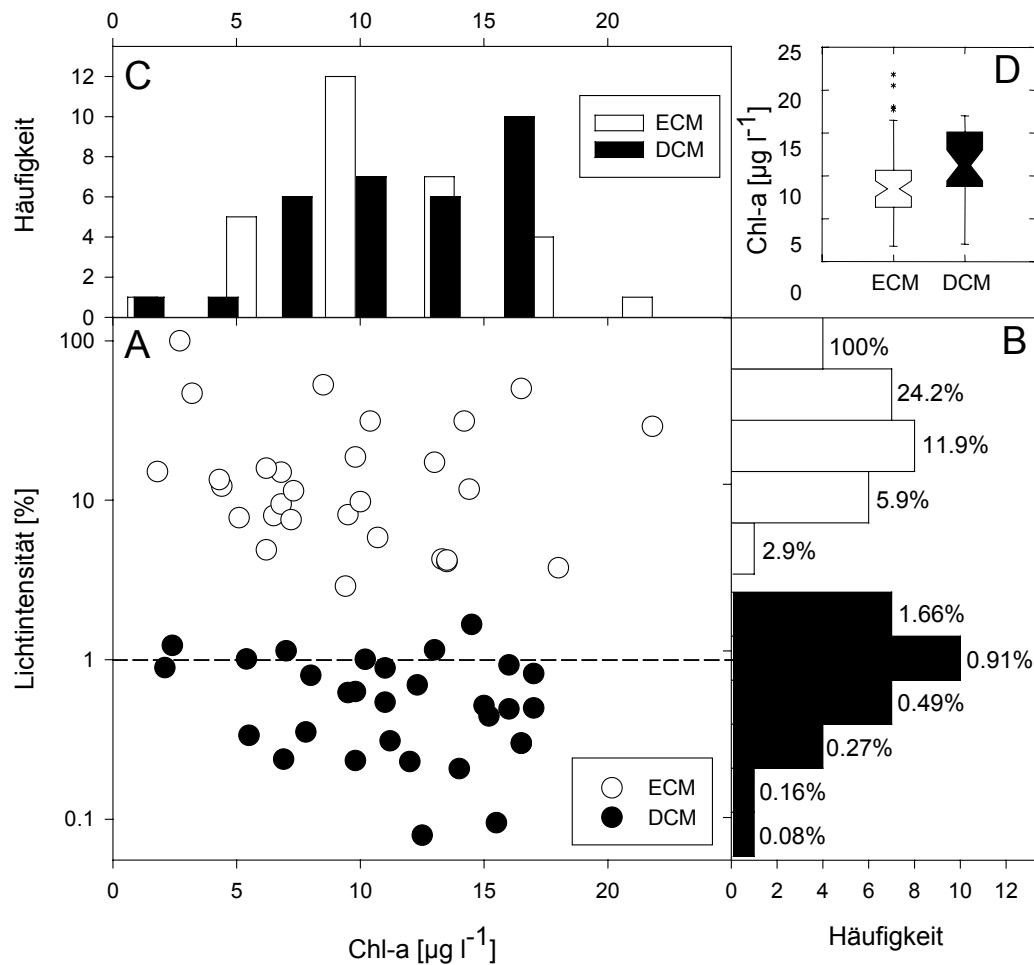


Abb. 30. Chlorophyllkonzentrationen und Lichtintensität in dem Bereich der Chlorophyllmaxima im Epilimnion (ECM) und in der tieferen Wasserschicht (DCM) für den Zeitraum von 1998 bis 2001 im Ammersee. A: Chlorophyll-a gegen die Lichtintensität; Häufigkeitsverteilung der Lichtintensitäten (B) und Chlorophyllkonzentrationen (C) für die Tiefen vom ECM und DCM (Legende in C auch gültig für B); D: Statistische Signifikanz der Unterschiede in den Chlorophyllkonzentrationen zwischen ECM und DCM als Gekerbte Box-Whisker-Darstellung.

Wasserschichten am häufigsten sehr hohe Konzentrationen von etwa $16 \mu\text{g l}^{-1}$ (Abb. 30 C) bei Lichtintensitäten knapp unter der euphotischen Zone, nämlich bei 0,91 % gemessen (Abb. 30 B).

Die Chlorophyllkonzentrationen in der tiefen Wasserschicht sind signifikant höher als im Epilimnion. Die statistische Signifikanz wird grafisch durch das Nicht-Überlappen der Kerben in Abb. 30 D angezeigt. Damit liegt im Ammersee der Schwerpunkt der Algenbiomassen nicht im euphotischen Epilimnion sondern im Dämmerlicht der tieferen Schichten knapp unterhalb der euphotischen Zone.

In den Abb. 23, 24, 26 und 27 im vorangegangenen Kapitel wurde gezeigt, dass im Jahr 1997 nur geringe Biovolumina von *P. rubescens* auftraten, in den folgenden vier Jahren sich dagegen dieses Cyanobakterium massiv entwickelte, obwohl die Konzentrationen an Gesamtphosphor über diesen Zeitraum nicht anstiegen. In 8 von 10 integrierten Phytoplanktonproben (0-20 m) im Jahr 2001 war *P. rubescens* wenigstens zu 50 % am Biovolumen des gesamten Phytoplanktons beteiligt (Abb. 26, die Ausnahmen, d.h. fehlende Entwicklung dieses Cyanobakteriums, liegen im März und November). In diesem Jahr traten während der Sommerstagnation besonders hohe Biovolumina in den tiefen Schichten auf (Abb. 29). Zotina et al. (2003) konnten zeigen, dass sich *P. rubescens* unter

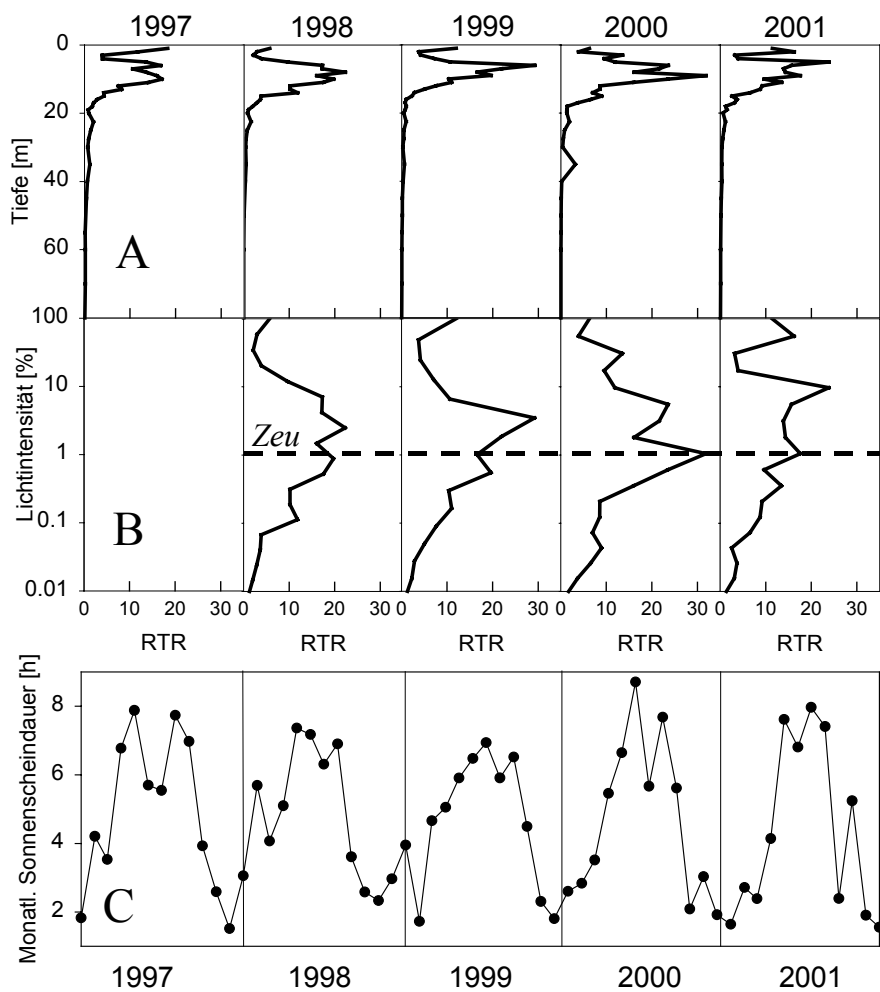


Abb. 31. Vertikalprofil für die mittlere Stabilität (Wert des thermischen Widerstandes gegen die Durchmischung, RTR, Mittelwert von Mai bis September) gezeichnet gegen die Gewässertiefe (A) und gegen die abnehmende Lichtintensität (B) für die Jahre 1997 bis 2001. Monatsmittel der Sonnenscheindauer (C) im gleichen Untersuchungszeitraum.

Schwachlichtbedingungen photo-heterotroph ernährt. Die Autoren sehen den Erfolg der metalimnischen Biomasseentwicklung dieses Cyanobakteriums in dem energetisch günstigeren Metabolismus bei Photo-Heterotrophie im Vergleich mit der photo-autotrophen Ernährungsweise dieses Cyanobakteriums unter höheren Lichtintensitäten im Epilimnion. Weiter kann davon ausgegangen werden, dass im Metalimnion geringere Verlustraten durch das Zooplankton als im Epilimnion auftreten (die **Daphnien** kommen quasi ausschließlich im Epilimnion vor; eine Vertikalwanderung im Tages-Nachtrhythmus bei den übrigen Zooplanktern wird als unwahrscheinlich im Ammersee angenommen, s. Kapitel 3.2.2.2 und 3.4.3). Damit ist für dieses Cyanobakterium eine Entwicklung im Metalimnion von besonderem Vorteil. Folglich fördern auch alle Bedingungen, die zu einem stabilen Metalimnion im Ammersee führen, das Wachstum von *P. rubescens*. Die relativ niedrigen Durchmischungstiefen im Jahr 2001 sowie eine gleichmäßig hohe Sonnenscheindauer im Sommer (**Schönwetterperiode**) wirkten in dieser Kausalität ganz sicher begünstigend für *P. rubescens* (siehe z_{mix} Abb. 29, Maximum des mittleren RTR-Wertes liegt weit über der euphotischen Tiefe in Abb. 31 A-B, Sonnenscheindauer in Abb. 31 C), verhinderten ein Einmischen („Ausdünnen“) in das Epilimnion und bedingten letztendlich einen geringen Wechsel der Artenzusammensetzung in der metalimnetischen Gemeinschaft, wie im Detail in Kapitel 3.4.3 gezeigt wird. Umgekehrt weisen der diskontinuierliche Verlauf der Durchmischungstiefe im Jahr 1997 (z_{mix} in Abb. 29) und Einbrüche in der Sonnenscheindauer im Hochsommer (Abb. 31 C) auf ungünstige Bedingungen für ein Wachstum in den tiefen Wasserschichten hin und sind sicher in letzter Konsequenz auch für die niedrigen Biomasseentwicklungen von *P. rubescens* in diesem Zeitraum mit verantwortlich.

In den folgenden Kapiteln werden die Organismengemeinschaften im Epilimnion und Metalimnion im Detail hinsichtlich des Wechsels von Phytoplanktonarten und der Effizienz der Phosphornutzung verglichen.

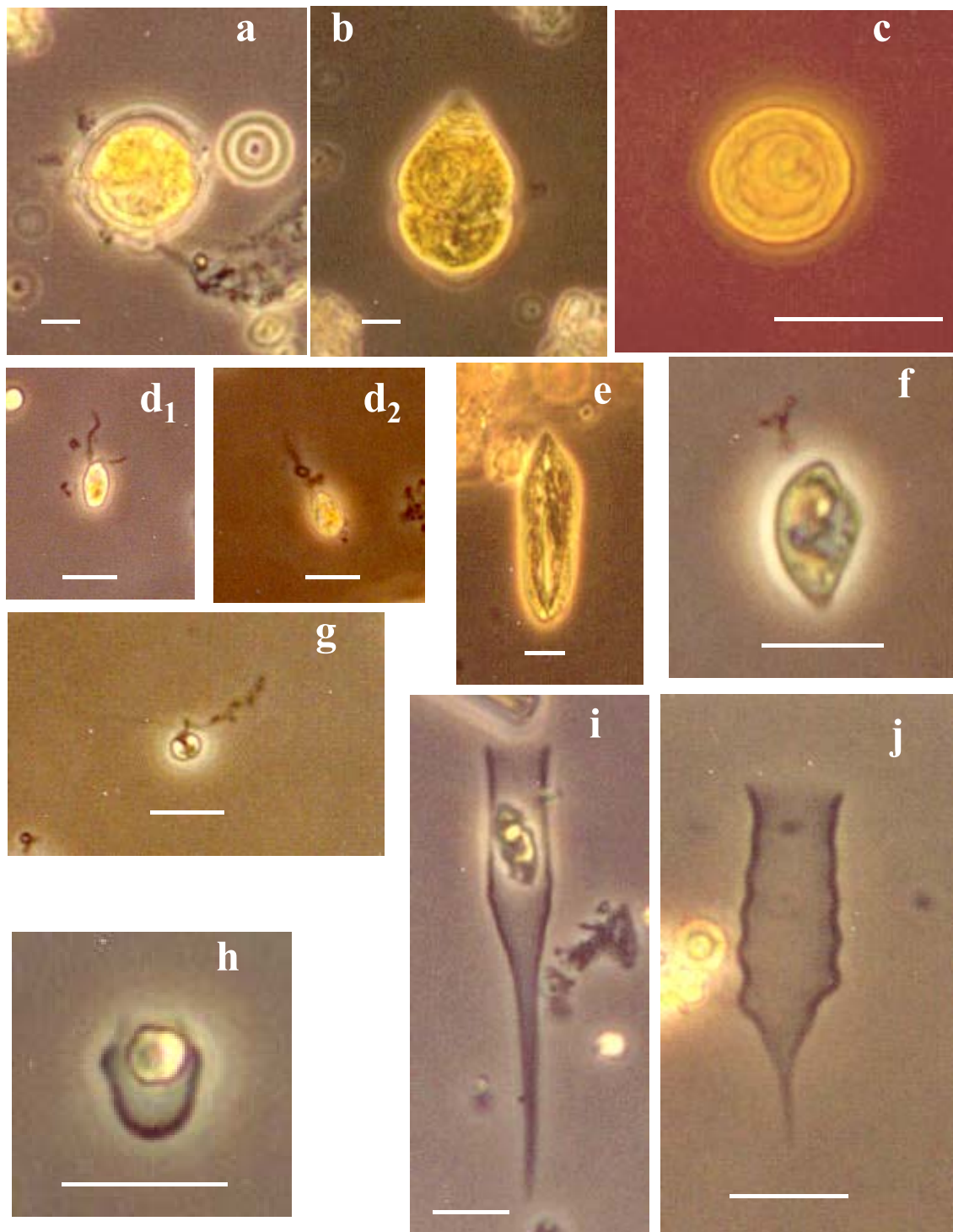
3.4.3. Wie stabil entwickelt sich das Phytoplankton in den epilimnischen und metalimnischen Schichten?

Von den insgesamt 83 Taxa, die im Ammersee im Jahr 2001 beobachtet wurden, sind ca. 40 % be-
geißelte und damit mobile Arten (Tafel 3). Die Tiefenverteilung für einzelne Taxa wird im Detail in
Abb. 33 gezeigt. Im Vertikalprofil lassen sich drei Tiefenschichten im Ammersee unterscheiden: das
lichtdurchflutete Epilimnion (Probentiefe 2 und 5 m), das euphotische Metalimnion (7 m) und das
Metalimnion unter der euphotischen Zone (10 und 12 m). Hinsichtlich der Steuerung des
Artenwechsels in der Phytoplanktongemeinschaft lassen sich während der Sommerstagnation aber
nur zwei Schichten unterscheiden, nämlich die euphotische Zone (2, 5, 7 m) und das Metalimnion
unterhalb der euphotischen Zone (10 und 12 m, Abb. 34). Der Wechsel der Arten im Epilimnion ist
durchgreifend und scheint im wesentlichen durch das Zooplankton gesteuert zu sein (Abb. 35). Im
Metalimnion dagegen baut sich sofort mit dem Beginn der Schichtung ein gleichbleibend
zusammengesetztes Plankton auf, wobei hier neben der Schichtung auch trophische Parameter wie
der Gesamtphosphor- und der Chlorophyll-a-Gehalt, die starke Dominanz von jeweils 3
vorherrschenden Algentaxa und die fehlende Beeinflussung durch das Zooplankton als
Begleitparameter eine entscheidende Rolle spielen. Trotz der unterschiedlichen Bedingungen im Epi-
und Metalimnion, sind viele dominante Taxa in beiden Schichten vertreten (*Planktothrix rubescens* >
Ceratium hirundinella > einzellige zentrische Diatomeen > *Asterionella formosa* > *Fragilaria* spp. >
Anabaena lemmermannii > *Phacotus lenticularis* und seltener *Rhodomonas minuta*). *P. rubescens* ist
der dominante phototrophe Organismus mit dem Schwerpunkt einer metalimnischen
Biomasseentwicklung. So bilden im Metalimnion bereits 2-3 Taxa 80 % des Gesamtbiovolumens
(maximal 6 Taxa), im Epilimnion dagegen im Durchschnitt 3-4 Taxa (maximal 9 Taxa).

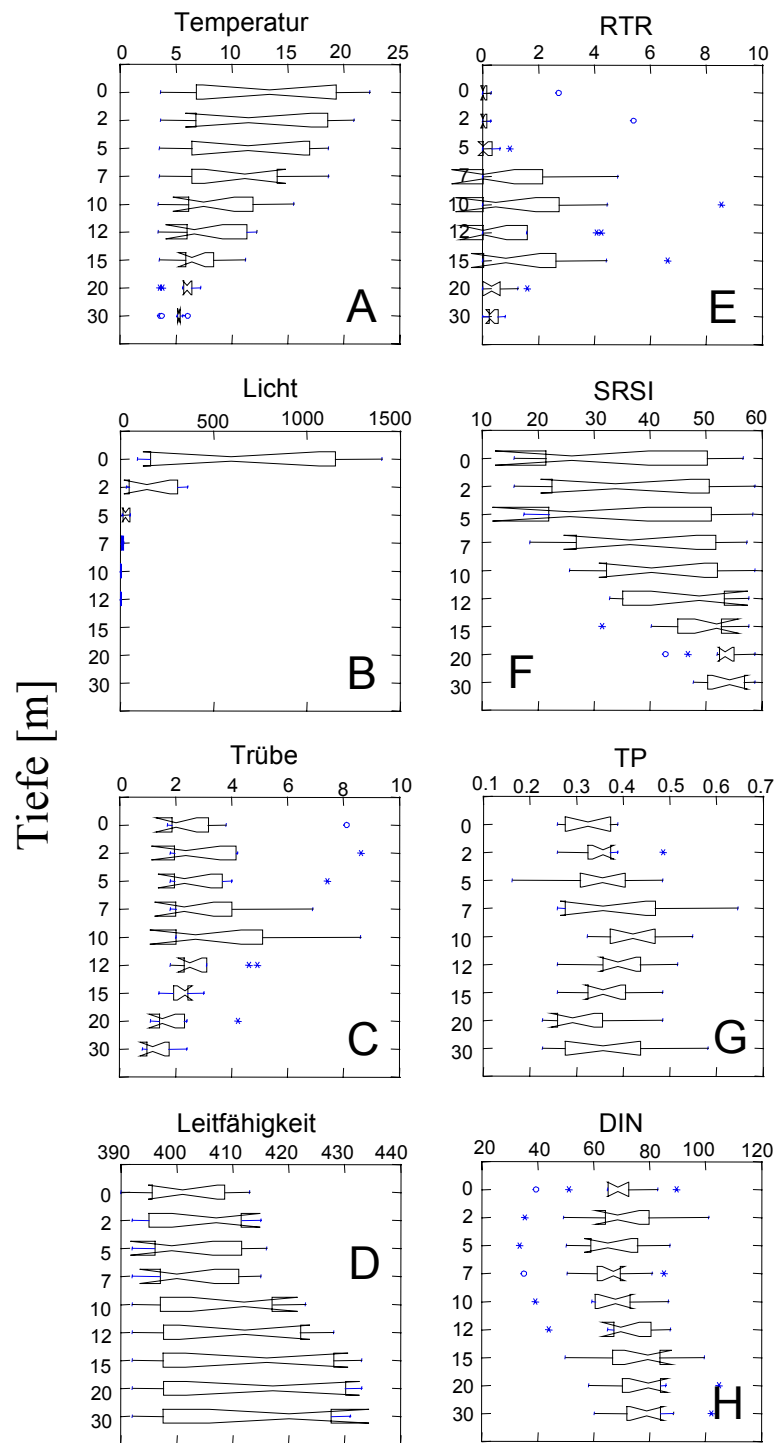
Man kann davon ausgehen, dass eine Vielzahl von Umweltparametern, die potentiell einen Einfluß
auf das Algenwachstum haben, in den oberflächennahen Schichten intensiver schwanken als ver-
gleichsweise in tiefen Schichten. Abb. 32 zeigt für die Temperatur, das Licht und die Silikat-
konzentrationen (SRSi) ganz klar einen breiteren Schwankungsbereich in der 0-7 m Schicht und für
die Trübe in der 0-10 m Schicht. Hohe Schwankungsbreiten für den Gesamtphosphor (TP) und den
gelösten anorganischen Stickstoff (DIN) ergeben sich in 5 und 7 m bzw. in 2 m. Die Leitfähigkeit
ist der einzige hier gezeigte Parameter, bei dem höhere Schwankungsbreiten ab 10 m Tiefe ge-
messen werden. Aufgrund der geringen Schwankungsbreite der Umweltparameter in der metalim-
nischen Schicht 10-12 m liegt die Vermutung nahe, dass sich die Planktongemeinschaft im Meta-
limnion eher gleichförmig zusammengesetzt aufbaut, ein vergleichsweise starker Artenwechsel
dagegen im Epilimnion beobachtet werden sollte. Dieser Annahme wird im folgenden nachge-
gangen.

Von den insgesamt 83 Taxa, die im Ammersee im Jahr 2001 beobachtet wurden, sind ca. 40 % begeißelte und damit mobile Arten. Einige dieser begeißelten Formen werden in der Tafel 3 gezeigt. Über 15 % der Gesamtzahl der Taxa tragen wenigstens einmal im Jahresverlauf 5 % oder mehr zum Biovolumen im Epilimnion bei und nahezu die gleiche Zahl der Taxa (16 %) zu dem des Metalimnions (Mai bis September). Während der **Sommerstagnation** erreichen die jeweils drei dominanten Algenarten in 2 und 5 m Tiefe im Durchschnitt 77 bzw. 75 % des Gesamtbiovolumens, in 10 und 12 m sogar 82 % bzw. 88 %. Die meisten dieser Taxa sind sowohl im Epilimnion als auch im Metalimnion vorherrschend (*Planktothrix rubescens* > *Ceratium hirundinella* > einzellige zentrische Diatomeen > *Asterionella formosa* > *Fragilaria* spp. > *Anabaena lemmermannii* > *Phacotus lenticularis* und seltener *Rhodomonas minuta*). *Cryptomonas erosa* und *Gymnodinium helveticum* dagegen sind Beispiele für die Dominanz in nur einer der beiden Schichten, erstere im Epilimnion letztere im Hypolimnion. Die Dominanzstruktur des Phytoplanktons läßt sich auch über die Anzahl von Arten ausdrücken, die **80 % des Gesamtbiovolumens** ausmachen. Im Epilimnion ist diese Bedingung manchmal erst mit 9 Taxa gegeben, im Durchschnitt mit 3-4 Taxa, im Metalimnion dagegen bereits mit maximal 6 Taxa, im Durchschnitt 2-3 Taxa.

Abb. 33 zeigt im Detail die Verteilung einzelner Phytoplanktonarten in der Wassersäule von 2 bis 12 m. Arten der Haptophyten, Grünalgen, **Cryptomonaden**, Dinoflagellaten und Diatomeen wie beispielsweise *Chrysochromulina parva*, *Phacotus lenticularis*, *Ceratium hirundinella*, *Cryptomonas erosa*, *Rhodomonas minuta* und einzellige zentrische Diatomeen haben den Schwerpunkt ihrer Biomasseentwicklung im Epilimnion von 2-7 m (Abb. 33 A-F, H). *Tabellaria flocculosa* ist eine **Kieselalge** mit starken Schwankungsbreiten im Epilimnion (Abb. 33 M). *Rhodomonas lens*, *Gymnodinium helveticum*, *Woloszinskia/Peridiniopsis* spec. (Abb. 33 G) und *Cryptomonas rostratiformis* sind Flagellaten mit höheren Biovolumina sowohl im Epi- als auch Hypolimnion. Mit mittleren Biovolumina von $1 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ ist ***Planktothrix rubescens*** die vorherrschendste Art im Untersuchungsjahr 2001. Dieses Cyanobakterium trägt bis zu 95 % zum Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons in 10-12 m während der Schichtung von August bis September und bis zu 75 % des Biovolumens in der 2-5 m Schicht während der Durchmischung im April und im Oktober bei. *Katablepharis* cf. *ovalis* dagegen trat nur gehäuft in 12 m auf (Abb. 33 L). *Aulacoseira granulata* und *A. islandica* trugen bis zu 7 % zum Gesamtbiovolumen in 15-20 m im Juni bei, *Uroglena* spec. 7-10 % in 7-10 m im August. Andere Kieselalgen wie *Fragilaria crotonensis*, *Asterionella formosa*, und die Chrysophyceen-Alge *Dinobryon divergens* (Abb. 33 N-P), *D. acuminatum* und *D. bavaricum* waren eher gleichmäßig über die Wassersäule verteilt.



Tafel 3. Flagellaten des Ammersees. A. *Peridiniopsis* spec., B. *Gymnodinium helveticum*, C. *Phacotus lenticularis*, D 1-2. *Katablepharis* cf. *ovalis*, E *Cryptomonas* cf. *erosa*, F. *Rhodomonas lens*, G. *Chrysochromulina parva*, H. *Kephyrion* cf. *rubri-claustri*, I. *Dinobryon bavaricum*, J. *Dinobryon acuminatum* (Balkenlänge = 10 µm).



Schwankungsbreite der Parameter

Abb. 32. Vertikalprofile von der Temperatur (A), dem Licht (B), der Trübe (C), der Leitfähigkeit (D), der Widerstandsfähigkeit gegen das Durchmischen RTR (E), dem gelösten reaktiven Silizium (F), dem Gesamtphosphor (G) und dem gelösten anorganischen Stickstoff (H) als gekerbte Box-Whisker Darstellung (Daten Ammersee, 2001).

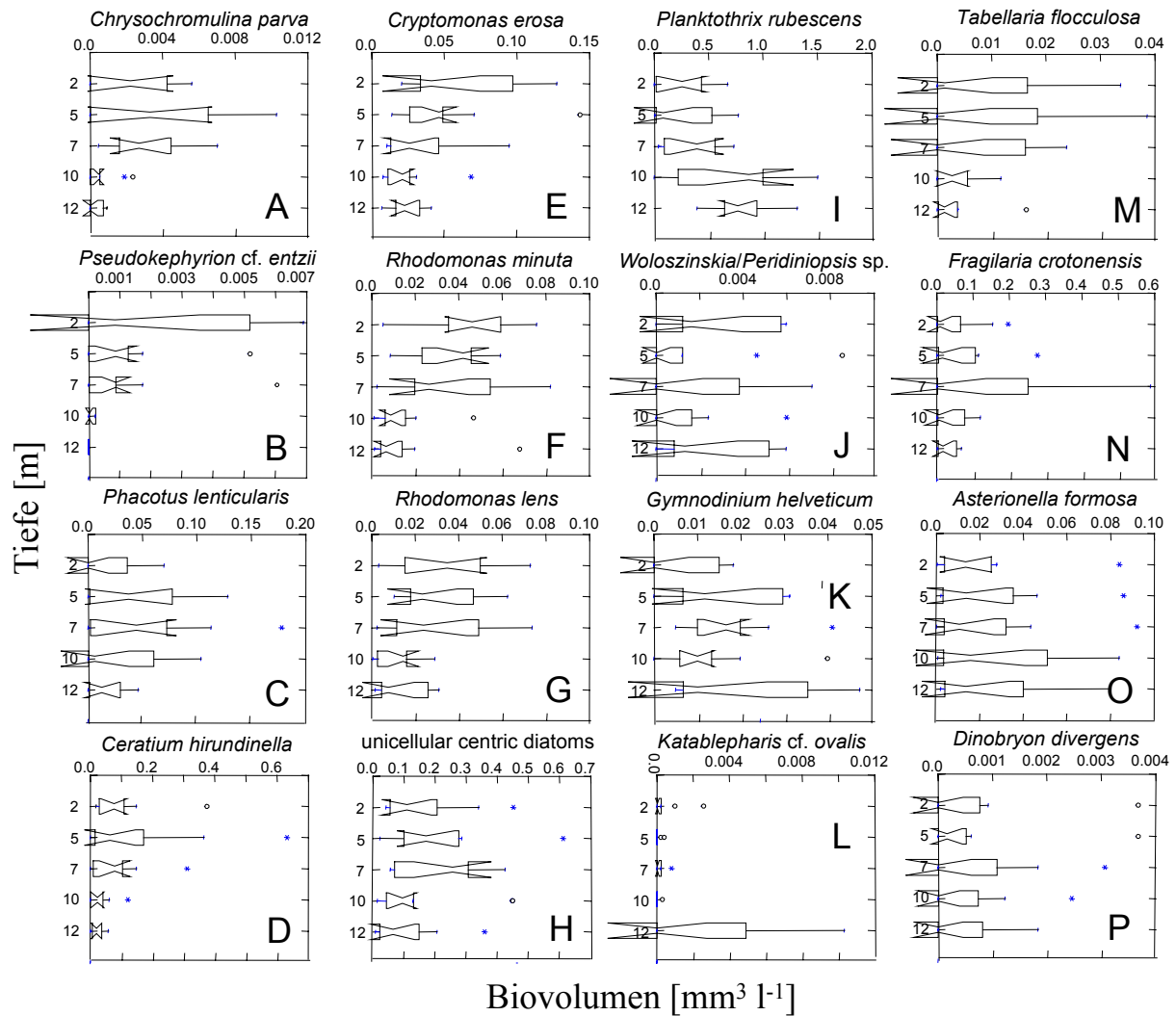


Abb. 33. Vertikalverteilung der Biovolumina in $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ diverser Arten der Haptophyten (A-*Chrysochromulina parva*) Chrysophyten (B-*Pseudoekephyrion cf. entzii*), Chlorophyten (C-*Phacotus lenticularis*), Dinoflagellaten (D-*Ceratium hirundinella*, J-*Woloszinskia/Peridiniopsis*, K-*Gymnodinium helveticum*), Cryptophyten (E-*Cryptomonas erosa*, F-*Rhodomonas minuta*, G-*R. lens*, L-*Katablepharis cf. ovalis*), Kieselalgen (H-einzellige zentrische Diatomeen, M-*Tabellaria flocculosa*, N-*Fragilaria crotonensis*, O-*Asterionella formosa*) und Cyanobakterien (J-*Planktothrix rubescens*). Gekerbte Box-Whisker Darstellung wie in Abb. 32; Daten Ammersee, 2001.

Zusammenfassend wird festgestellt, dass einerseits in der Phytoplanktongemeinschaft im Epi- und im Metalimnion ein artenreiches Spektrum vorhanden ist; sich aber andererseits durchaus signifikante **Unterschiede in der Vertikalverteilung** für einzelne Arten ergeben, was durch das Nicht-Überlappen der Kerben der Box-Whiskers in Abb. 33 angezeigt wird. Insbesondere *Ceratium hirundinella*, *Cryptomonas erosa* und *Rhodomonas minuta* haben in 2 oder 5 m, *Chrysochromulina parva* in 5 m signifikant höhere Biovolumina als vergleichsweise in tieferen Schichten. Im Gegensatz, dazu entwickelt *Planktothrix rubescens* die höchsten Biovolumina in 10-12 m.

Der Jahresverlauf für das Chlorophyll-a, die Stabilität der Schichtung in der Wassersäule, die Tiefe für die euphotische Zone (z_{eu}) und die Durchmischungszone (z_{mix}) werden in Abb. 34. dargestellt. Es zeigt sich klar, dass ab Mai mit dem Aufbau einer stabilen Schichtung in der Wassersäule zugleich zunehmend höhere Chlorophyll-a-Konzentrationen in den tieferen Wasserschichten als im

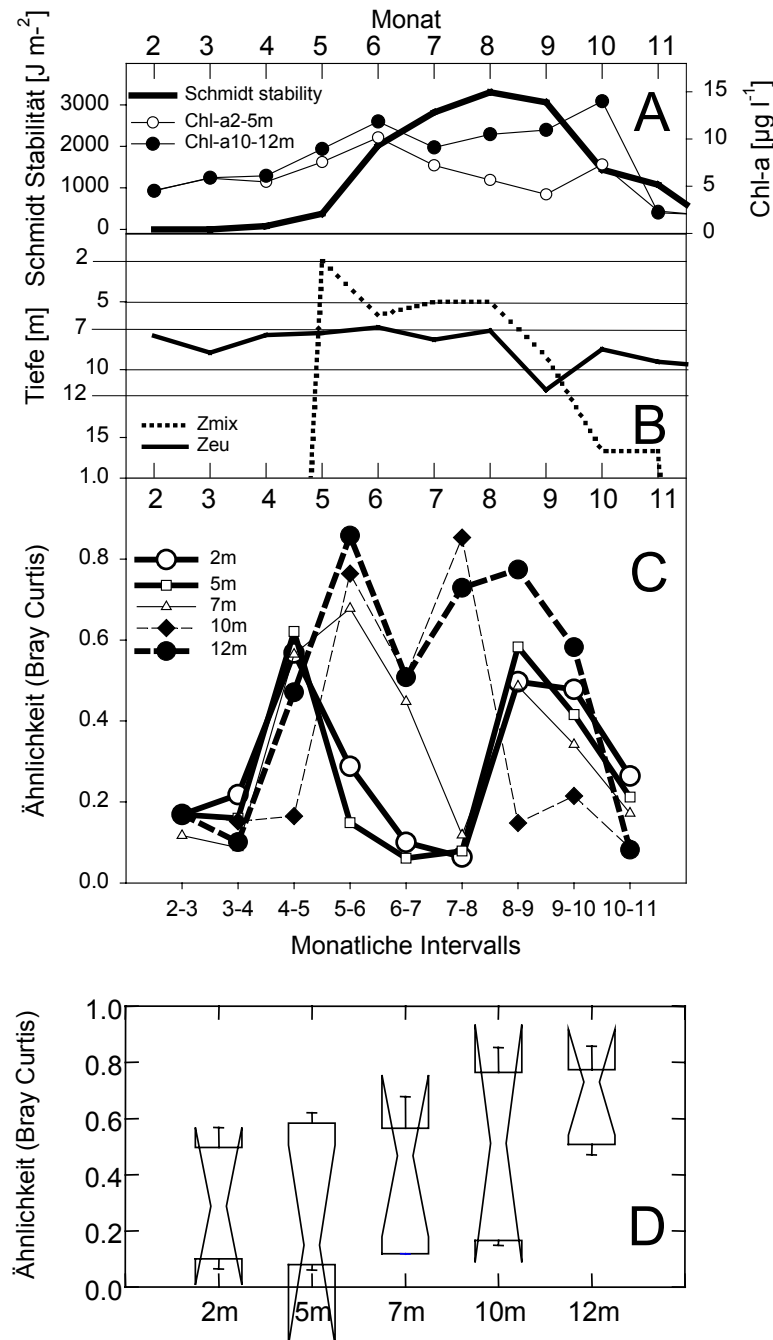


Abb. 34. A-C: Jahresverlauf der Parameter, D: Vergleich zwischen den Tiefenschichten: Stabilität der Wassersäule (Schmidt), Konzentrationen von Chlorophyll-a an der Oberfläche (2-5 m) und in tiefen Schichten (10-12 m, A), die euphotische Tiefe (z_{eu}) und Durchmischungstiefe (z_{mix} , B), der Wechsel der Algenarten im Plankton als Ähnlichkeit zwischen zwei aufeinanderfolgenden Proben (Bray Curtis Index, C) und der Vergleich zum Artenwechsel zwischen den Tiefenschichten 2 bis 12 m für die Schichtungsperiode Mai bis September als Box-Whisker Darstellung (D). Signifikante Unterschiede zwischen den Tiefen werden durch Nicht-Überlappen der Kerbe (= Konfidenzintervall) angezeigt. Daten Ammersee, 2001.

Epilimnion gemessen werden (Abb. 34 A). Anhand der euphotischen Zone und Durchmischungstiefe in Abb. 34 B leitet sich ab, dass im Ammersee während der Schichtung genau genommen 3 verschiedene Schichten existieren. Es sind die Tiefen 2 und 5 m fast ausnahmslos in der durchmischten Oberflächenschicht (**Epilimnion**), die 7 m von Mai bis August unter der Thermokline aber zugleich in der euphotischen Schicht (**euphotisches Metalimnion**) und die Tiefen 10 und 12 m im Metalimnion aber unter der 1 % - Lichtgrenze (**Metalimnion unter der euphotischen Zone**).

Der **Artenwechsel im Phytoplankton** in den einzelnen Tiefen wird mittels Bray-Curtis-Index bestimmt. Dieser Index reicht von 0 bis 1, wobei der Wert 0 die stärkste Unähnlichkeit und der Wert 1 die höchste Ähnlichkeit zwischen zwei aufeinanderfolgenden Phytoplanktonproben anzeigt. Während der Durchmischung ergibt sich ein starker Wechsel der Biovolumina für die einzelnen Arten im Phytoplankton in sämtlichen Tiefen. Nach Einsetzen der thermischen Schichtung kommt es zu unterschiedlichen Trends. Während es im Epilimnion erneut zum hohen Artenwechsel kommt (2-5 m), bildet sich insbesondere in 12 m aber auch in 10 m eine Algengemeinschaft heraus, die gleichförmig stabil zusammengesetzt ist. Anhand der Box-Whisker-Darstellung zeigt sich grafisch, dass die Ähnlichkeit zwischen monatlich aufeinanderfolgenden Phytoplanktonproben in 12 m Tiefe signifikant höher ist als in 5 m (Abb. 34 D, Nicht-Überlappen der Kerben bei den Boxen für 5 und 12 m). Mit der herbstlichen Durchmischung der Wassersäule kommt es erneut zu starken Änderungen in der Artenzusammensetzung von einem zum anderen Monat in allen Tiefen. Das ist an den niedrigen Werten beim Bray-Curtis-Index zu erkennen (Abb. 34 C). Die Gemeinschaft in 10 m Tiefe baut sich genauso stabil wie in 12 m auf, wird aber von August zum September (8-9) gestört. Dies steht im Einklang mit den erhöhten Lichtintensitäten im Frühherbst, die euphotische Zone schließt kurzzeitig die 10 m-Tiefe ein. Die Gemeinschaft in 7 m Tiefe läßt sich hinsichtlich der Intensität des Artenwechsels nur von Mai bis Juli dem Metalimnion, ab Juli aber klar dem Epilimnion zuordnen (Aufbau der Durchmischten Schicht von der Wasseroberfläche her, vergl. Abb. 29).

Der Korrelation zwischen dem Artenwechsel (Bray-Curtis-Index) und den **Umweltparametern** wird in der Abb. 35 dargestellt. Für sämtliche Tiefen der euphotischen Zone (0-7 m) ergibt sich eine signifikante Abhängigkeit vom Zooplankton, nicht aber für das Metalimnion. Die Stabilität der Wassersäule (Schmidt, zeu/zmix), trophische Parameter wie die Konzentrationen von Chlorophyll-a und Gesamtphosphor aber auch die starke Dominanz von jeweils nur 3 Algentaxa (b%3ds) spielen eine wesentliche Rolle für das gleichmäßig zusammengesetzte Phytoplankton im Metalimnion. Eine

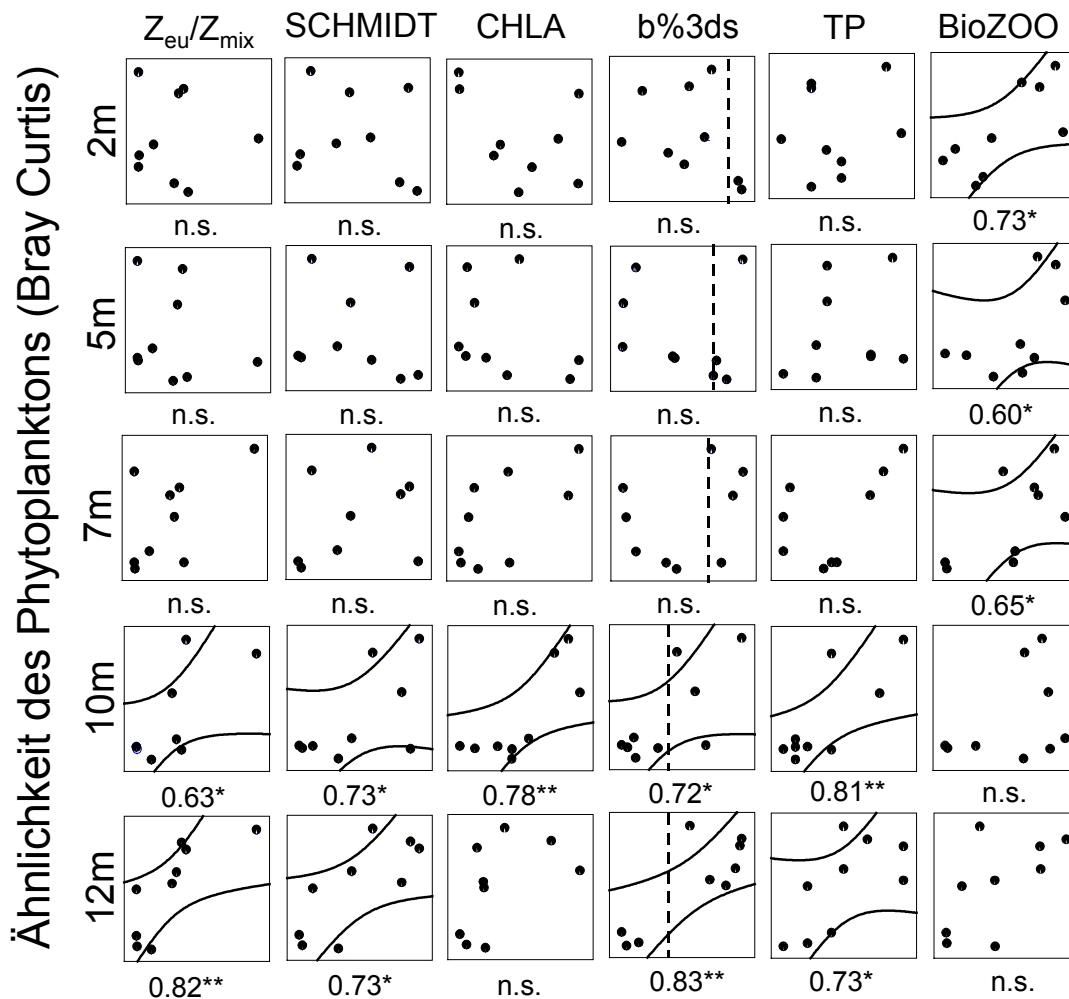


Abb. 35. Pearson Korrelation zwischen der Ähnlichkeit in der Zusammensetzung des Phytoplanktons zwischen aufeinanderfolgenden Monatsproben (Bray-Curtis) und anderen Variablen: das Verhältnis der euphotischen Tiefe zur Durchmischungstiefe (Z_{eu}/Z_{mix}), die Stabilität der Schichtung in der Wassersäule (Schmidt Stabilität, Schmidt), die Chlorophyll-a-konzentration (Chl-a), der prozentuale Anteil der jeweils drei dominanten Algenarten am Gesamtbiovolumen (b%3s, die gestrichelte Linie markiert 80% des Biovolumenanteils), die Gesamtposphorkonzentration (TP) und das Biovolumen des Zooplanktons (BioZoo). Mit Ausnahme von dem Verhältnis Z_{eu}/Z_{mix} und der Schmidt Stabilität sind die Korrelationen für die Werte in der jeweiligen Tiefe berechnet. Die Daten decken alle Monatsintervalle ab (n = 9, Februar-November). Korrelationskoeffizienten und das 0.95 Konfidenzintervall der Regressionsgeraden werden nur für signifikante Korrelationen gezeigt: Die Signifikanz ist wie folgt angegeben: *- $P < 0.05$, ** - $P < 0.01$, n.s.- nicht signifikant; Daten Ammersee, 2001.

weitere Schlussfolgerung ist auch, dass nur 2 Kompartimente in Bezug auf den Artenwechsel im Ammersee relevant sind, nämlich die euphotische Zone (0-7 m) und das Metalimnion unterhalb der euphotischen Zone (10-12 m). Damit wird die eingehende Annahme bestätigt, dass die Phytoplanktongemeinschaft im Metalimnion gleichförmig zusammengesetzt bleibt, wohingegen sich quasi durchgängig ein stärkerer Artenwechsel im Epilimnion ergibt. Eine Zusammenfassung dieser Ergebnisse unter dem Aspekt "Steady state assemblage", einschließlich einer detaillierten Pigmentzusammensetzung des Phytoplanktons wird in Teubner *et al.* 2003 b gezeigt.

3.4.4. Wie effizient wird der Phosphor von den Organismen im Epilimnion im Vergleich mit denen im Metalimnion genutzt?

Die Effizienz der Nutzung des Phosphors durch die Organismen wird über den Anteil des partikulären, gebundenen Phosphors (POP) im Dreikomponentenverhältnis der Phosphorfractionen $DRP:DOP:POP$, die in der Summe den gesamten Phosphor-Pool (TP) bilden, bewertet. Der gelöste anorganische Phosphor (DRP, dissolved reactive phosphorus) und der über einen enzymatischen Abbau verfügbare organisch gelöste Phosphor (DOP, dissolved nOn-reactive phosphorus) stellen generell die P-Ressourcen für den Aufbau von Bakterien- und Algenbiomasse in der Planktongemeinschaft dar. Im Jahr der niedrigen Biomasseentwicklung von *Planktothrix rubescens*, 1997, war das Vertikalprofil der $DRP:DOP:POP$ -Verhältnisse prinzipiell mit dem eines nährstoffarmen tiefen alpinen Sees vergleichbar, d.h. i: in den epilimnischen Schichten ergibt sich die höchste Akkumulation von organisch gebundenen Phosphor (POP) und ii: mit zunehmender Gewässertiefe nimmt kontinuierlich POP bei nur geringfügig zunehmenden $DRP:DOP$ -Verhältnissen ab (Abb. 36-37). Von der Organismengemeinschaft in 10 m-Tiefe wird demzufolge ein geringerer Anteil Phosphor als in 2 m gebunden. In den folgenden Jahren mit der Massenentwicklung von *P. rubescens* kehrt sich diese Relation zwischen Epi- und Metalimnion um (Abb. 37). Vergleichbar mit den epilimnischen Werten des Jahres 1997 werden nun im Metalimnion (10 m) die maximalen POP-Konzentrationen relativ zu DRP und DOP gemessen. Diese maximale P-Akkumulation (%POP von TP) durch die Organismengemeinschaft im Metalimnion gegenüber denen in allen anderen Wassertiefen stehen mit dem energetisch günstigen Biomasseaufbau bei *P. rubescens* im Einklang (Zotina et al., 2003). Im Epilimnion wird in den Jahren 1998-2001 ein um so niedrigerer Anteil an Phosphor von den Organismen gebunden (Abb. 37). Diese POP-Anteile stehen für eine unerwartete, nicht-effiziente Nutzung der P-Ressourcen durch die epilimnische Organismengemeinschaft. Der „Ausfall“ der P-Bindung durch die Organismen in den oberflächennahen Schichten muß als begünstigender Faktor für die Massenentwicklung von *P. rubescens* im Metalimnion, d.h. die Herausbildung des tiefen Chlorophyllmaximums in den Jahren von 1998 bis 2001, gesehen werden.

Nährstoffe spielen eine wesentliche Rolle für das Wachstum der Algen in Seen. Da Algen verschiedene Ressourcen des Nährstoffes Phosphor zugleich nutzen können, wie z.B. den gelösten anorganischen Phosphor (DRP, dissolved reactive phosphorus) oder über einen enzymatischen Abbau auch verschiedene organisch gelöste Phosphorkomponenten (DOP, dissolved nOn-reactive phosphorus), ist nicht die Konzentration einer einzelnen Komponente, sondern das Ensemble mehrerer Phosphorfractionen für das Algenwachstum entscheidend. Der in den Organismen akkumulierte Phosphor wird als POP, d.h. als partikulärer, organischer Phosphor chemisch gemessen. Die Beziehung zwischen den genannten drei **Phosphorfractionen**, die in der Summe

den gesamten Phosphor-Pool bilden, läßt sich in geeigneter Weise durch das Dreikomponentenverhältnis **DRP:DOP:POP** bewerten.

Teubner *et al.* (2003) konnten am Beispiel der Sanierung der Alten Donau in Wien zeigen, dass nach einer Nährstoffreduktion vom eutrophen auf das mesotrophe Niveau der wenige verbliebene Phosphor viel effizienter von den verschiedenen Organismen genutzt wurde. Die Planktongemeinschaft wies eine um 14% erhöhte P-Akkumulation (%POP von TP) auf. Dies konnte auf eine adaptive P-Aufnahme auf Kosten von DOP und DRP zurückgeführt werden, d.h. es wurde eine höhere Enzymaktivität, eine enge Kopplung zwischen Produzenten und Konsumenten sowie ein Wechsel in der planktischen Gemeinschaft hin zu relativ P-reichen Organismen gemessen. Dieses wie andere Beispiele zeigten, daß die **DRP:DOP:POP-Verhältnisse** als sensitive Indikatoren aussagekräftig für die Bewertung von Planktongemeinschaften sind (Teubner *et al.*, 2002; Teubner, 2003).

Abb. 36 zeigt das typische Vertikalprofil der **DRP:DOP:POP-Verhältnisse** für einen nährstoffarmen, alpinen See am Beispiel des 180 m tiefen, **oligotrophen** Traunsees aus dem Salzkammergut (Teubner, 2003). Das aus diskreten Tiefen bestehende Profil zeigt die Messwerte für 5, 10, 20, 40, 80 und 160m. Die höchsten Anteile an Phosphor (POP) werden von den Organismen in 5 m gebunden (5 m-Punkt liegt am nächsten zum Eckpunkt POP). In 10 und 20 m Tiefe sinkt der Anteil POP deutlich, während das Verhältnis von DOP:DRP konstant bleibt (die Werte für 5, 10 und 20 m liegen quasi alle auf der Linie „a“, aber in unterschiedlicher Entfernung vom Eckpunkt P). In den tieferen Schichten kommt es zur leichten Zunahme des relativen Anteils von DRP (Rücklösung aus dem Sediment). Das **DRP:DOP-Verhältnis** ist am höchsten in 80 bzw. 160 m bei extrem niedrigen

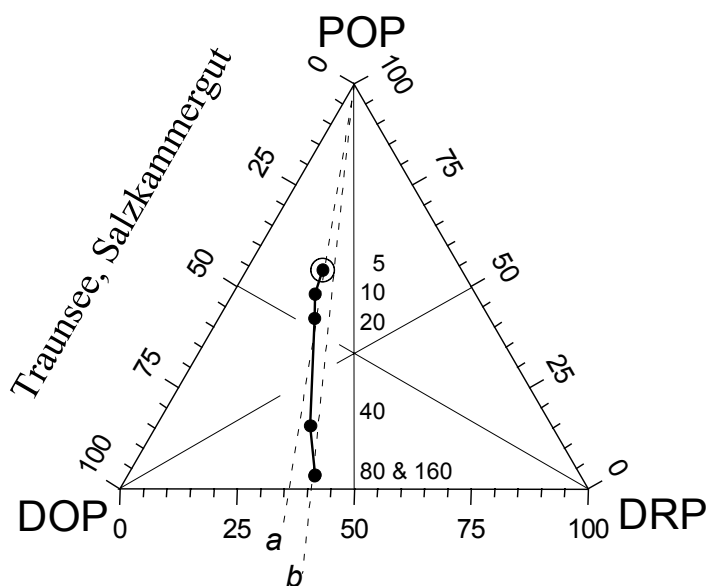


Abb. 36. Typisches Vertikalprofil der **DRP:DOP:POP-Verhältnisse** für einen oligotrophen, tiefen alpinen See am Beispiel des Traunsees (trigonale Darstellung, Jahresmittelwerte, für Punkte auf der Linie „a“ werden relativ niedrige, auf „b“ relativ hohe **DRP:DOP-Verhältnisse** angezeigt, Tiefenprofil in den Stufen 5, 10, 20, 40, 80 und 160m; Grafik verändert aus Teubner, 2003).

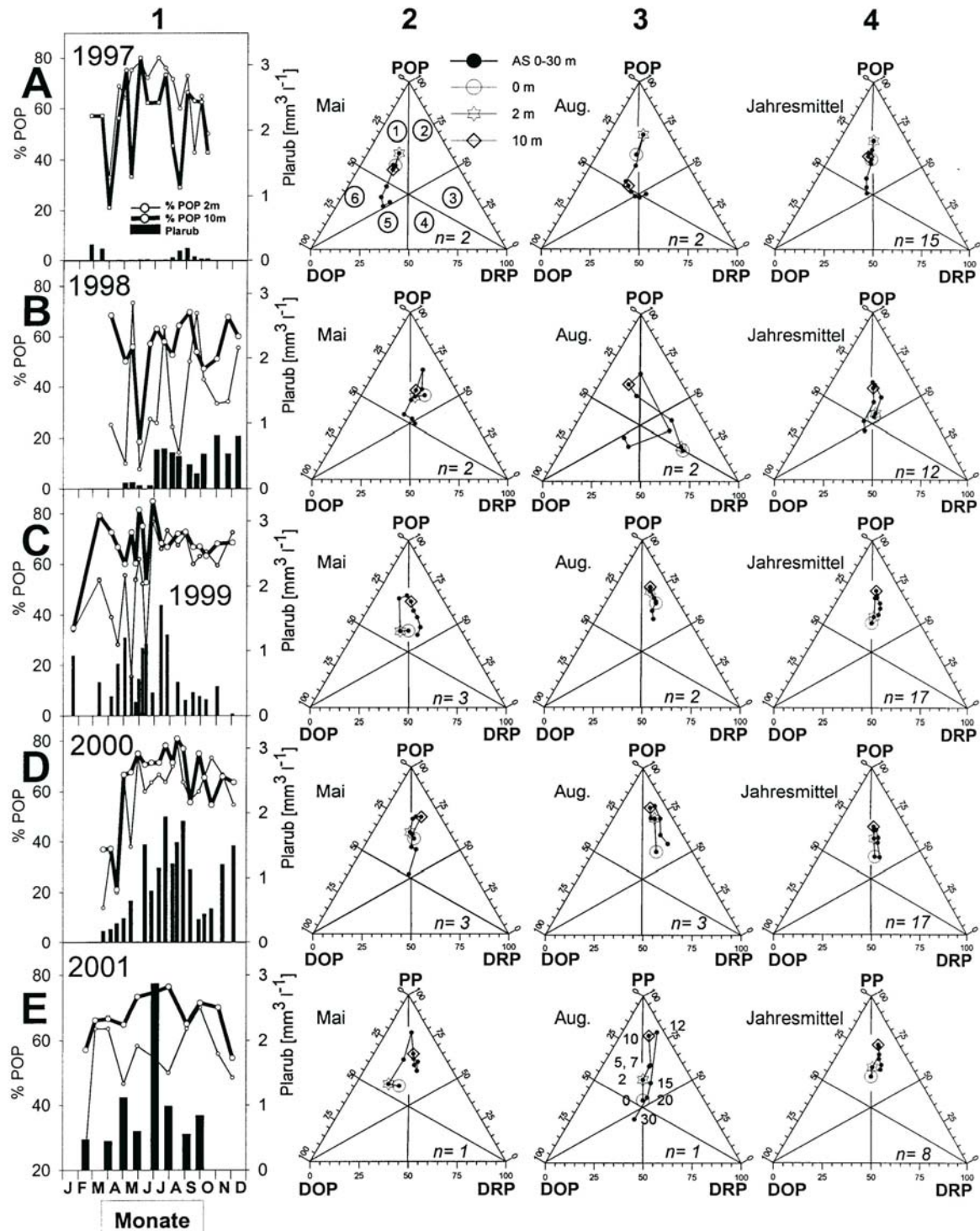


Abb. 37 A-E. Der Anteil Phosphor, welcher von den pelagischen Organismen im Ammersee gebunden wird (%POP von TP). Vergleich zwischen den Jahren von 1997 bis 2001: Balken-Linien-Diagramme links (1): %POP in 2 m und 10 m (Linien) und die Biovolumina von *Planktothrix rubescens* (Balken). Trigonale Darstellung zum Vertikalprofil der DRP:DOP:POP-Verhältnisse für Mai (2), August (3) und Jahresmittel (4), n = Zahl der Proben.

Anteilen von POP. Das charakteristische Erscheinungsbild der DRP:DOP:POP-Verhältnisse für einen nährstoffarmen tiefen See, wie den Traunsee, ist damit geprägt durch i: die höchste Akkumulation von Phosphor in den epilimnischen Schichten und ii: die starke Abnahme von POP bei nur geringfügig zunehmenden DRP:DOP-Verhältnissen mit zunehmender Gewässertiefe.

In der Abb. 37 werden die DRP:DOP:POP-Verhältnisse für die Jahre von 1997 bis 2001 im Ammersee gezeigt. In den Balken-Linien-Diagrammen werden neben den Biovolumina von *Planktothrix rubescens* auch die prozentualen Anteile von POP am Gesamtphosphor (%POP) für die Tiefen 2 und 10 m im Jahresverlauf dargestellt. Die Anteile POP für 2 und 10 m werden damit in Abb. 37 zweifach gezeigt: links (1) als Linien in der Balken-Liniengrafik links und rechts (2-4) als Punkte in der trigonalen Grafik der DRP:DOP:POP-Verhältnisse.

Im Jahr 1997, dem Jahr mit einer geringen Biomasseentwicklung von *P. rubescens*, entsprechen die DRP:DOP:POP-Verhältnisse denen im Traunsee (Abb. 37 A). So werden in 2 m die höchsten relativen POP-Konzentrationen gemessen. Mit zunehmender Tiefe, in 5, 7 und 10 m, nehmen im wesentlichen die POP-Konzentrationen relativ zu DRP und DOP ab. In weiteren Tiefen nimmt auch DRP relativ zu den übrigen Fraktionen zu, was insbesondere in dem Kurvenverlauf für die Monatsmittel Mai und August deutlich wird. Auch im Jahresverlauf liegen die Anteile des Phosphors, die durch die pelagische Gemeinschaft gebunden werden, in 2 m Tiefe fast durchgängig höher als in 10 m (%POP als Linien in Abb. 37 A). Damit kann die **pelagische Gemeinschaft im Epilimnion** (2 m) sehr effizient den Phosphor nutzen, wie es auch aus dem Vergleich mit anderen Gewässern unter niedrigem Phosphorangebot zu erwarten war. Im Gegensatz dazu wird relativ wenig Phosphor in der metalimnischen Schicht in 10 m partikulär gebunden. Folglich ist im Jahr 1997 die epilimnische Gemeinschaft besser in der Lage den Phosphor in den Organismen zu akkumulieren als in 10 m. Die relativ geringen POP-Konzentrationen direkt an der **Wasseroberfläche** (0 m) stehen im Einklang mit der Lichthemmung bei der Photosynthese an der Oberfläche, dem Einfluß von UV usw. (u.a. Teubner, 2001).

In den übrigen Jahren mit höheren Biovolumina von *P. rubescens*, wird ein höherer Anteil POP in der 10 m-Schicht als in 2 m Tiefe gebunden (Abb. 37 B-E). Weiter ist auffällig, daß in der 2 m-Schicht häufig unerwartet niedrige relative POP-Konzentrationen gemessen werden. Die DRP:DOP:POP-Verhältnisse der 2 m-Schicht spiegeln in unerwarteter Weise eine ineffiziente Nutzung des Phosphors wider, d.h. sie deuten auf eine nicht-intakte pelagische Gemeinschaft hin. Die Phosphorakkumulation durch die metalimnische Organismengemeinschaft (10 m) bewegt sich auf dem Niveau der epilimnischen Gemeinschaft des Jahres 1997 und dokumentiert die Anpassung der in dieser Tiefe lebenden Organismen, insbesondere den energetisch günstigen Biomasseaufbau von *P. rubescens* bei photo-heterotropher Ernährungsweise (Zotina et al., 2003).

4. ZUSAMMENFASSUNG

Die grundlegenden Unterschiede bei den Cyanobakterienentwicklungen in den vier bayerischen Gewässern.

In den vier untersuchten Gewässern dominieren im Sommer die Cyanobakterien. Viele dieser dominanten Cyanobakterien, wie *Planktothrix rubescens*, *Aphanizomenon flos-aquae* und *Microcystis* spp. sind als potentielle Toxinbildner bekannt. Alle in der Einleitung beschriebenen Ökoformen der Cyanobakterien wurden in den vier Gewässern gefunden. Die N₂-Fixierer traten insbesondere im Bergknappweiher und Altmühlsee auf. Nicht-N₂-fixierende Cyanobakterien der Gattungen *Pseudanabaena* und *Limnithrix*, welche typisch für ein gut durchmisches Epilimnion sind, waren charakteristisch für den Klostersee. Koloniebildende Formen waren mit den Gattungen *Aphanizomenon*, *Anabaena* oder *Microcystis* in jedem der drei flachen Gewässer vorhanden. Im Ammersee fiel die Entwicklungen des schwachlichtadaptierten metalimnischen Cyanobakteriums *Planktothrix rubescens* auf.

Die Ursachen für die Cyanobakterienentwicklung in den vier Gewässern sind jedoch unterschiedlich zu beurteilen. In den drei flachen Gewässern, dem Bergknappweiher, dem Klostersee und dem Altmühlsee ist vor allem das hohe Nährstoffniveau für die Massenentwicklung der Cyanobakterien verantwortlich. In dem Bergknappweiher und dem Altmühlsee, läßt sich deutlich eine Stickstofflimitation erkennen. In diesen beiden Gewässern treten erwartungsgemäß die nostocalen Cyanobakterien auf. Heterocyten der *Anabaena*- und *Aphanizomenon*-Arten, welche eine Voraussetzung für die Fixierung des atmosphärischen Stickstoffes bei N-Mangel im Wasser sind, wurden in diesen beiden Gewässern beobachtet. Im Klostersee ließ sich keine N-Limitation im Sommer nachweisen, was mit dem Ausbleiben der Nostocales korrespondiert. Dementsprechend war dieses Gewässer durch Massenentwicklungen der übrigen Cyanobakterien, d.h. der Chroococcales und der Oscillatoriales, gekennzeichnet.

Im mesotrophen Ammersee trat in den Jahren 1998-2001 erneut massiv *Planktothrix rubescens* im Metalimnion auf, obwohl die Gesamtphosphorkonzentrationen über diese Jahre auf einem niedrigen Niveau von etwa 10 µg l⁻¹ im Jahresdurchschnitt blieben.. Es konnte beispielhaft für das Jahr 2001 gezeigt werden, dass sich unmittelbar mit dem Einsetzen der thermischen Schichtung eine stabile Planktongemeinschaft, dominiert von *P. rubescens*, im Metalimnion aufbaut. Alle Faktoren, die zu einer stabilen Schichtung der Wassersäule beitragen, wie etwa warmes und windstilles Wetter während der Hauptvegetationsperiode,

wirkten sich vorteilhaft auf ein ungestörtes Wachstum dieses Cyanobakteriums im Metalimnion aus. Im Jahr 1997 wurden im Gegensatz zu den vier Folgejahren verhältnismäßig niedrige Biomassen von *P. rubescens* gemessen. Nur in diesem Jahr konnte eine effiziente Nutzung des Phosphors durch die epilimnische Organismengemeinschaft belegt werden, wie sie auch entsprechend des nährstoffarmen Zustandes des Gewässers erwartet werden kann. In den übrigen Jahren lag die Schicht, in der der Phosphor am besten durch pelagische Organismen gebunden werden kann, nicht im Epilimnion sondern im Metalimnion.

Die detaillierten Untersuchungen zur Zusammensetzung der Zooplanktongemeinschaft sowie die geschätzte Filtrierleistungen der Zooplankter lassen allgemein keine deutliche Verringerung der Algenbiomasse durch das Zooplankton erkennen. Damit ergibt sich eine Steuerung der Cyanobakterienentwicklung in den vier Gewässern nicht über die Nahrungskette („top-down“ Kontrolle), sondern vielmehr durch die verfügbaren Nährstoffressourcen („bottom-up“-Kontrolle).

Das Zooplankton wird in den untersuchten Gewässern offensichtlich durch planktonfressende Fische „klein gehalten“, so dass effektive Filtrierer in größerer Menge fehlen. Ihre Förderung durch Verringerung der planktonfressenden Fische führt jedoch in sehr nährstoffreichen Gewässern nur selten zum Erfolg. Große, toxinbildende Blaualgen können auch von großen Zooplanktern nur schlecht gefressen werden. Lediglich im Anfangsstadium der Algenentwicklung kann ein starkes Aufkommen von großen Zooplanktonarten wie Daphnien eine Blaualgenblüte verhindern.

Detaillierte Zusammenfassungen zu den allgemeinen limnologischen Aspekten der Cyanobakterien-Massenentwicklungen in den vier Gewässern, zu den Nährstoffrelationen und den trophischen Niveaus, zu der Zusammensetzungen der Phyto- und Zooplanktongemeinschaften sowie zu den Besonderheiten des metalimnischen Auftretens von *P. rubescens* im Ammersee werden zu Beginn der entsprechenden Kapitel gegeben.

5. FAZIT:

1. Warum ist die Entwicklung von Blaualgen in Gewässern ein Problem?

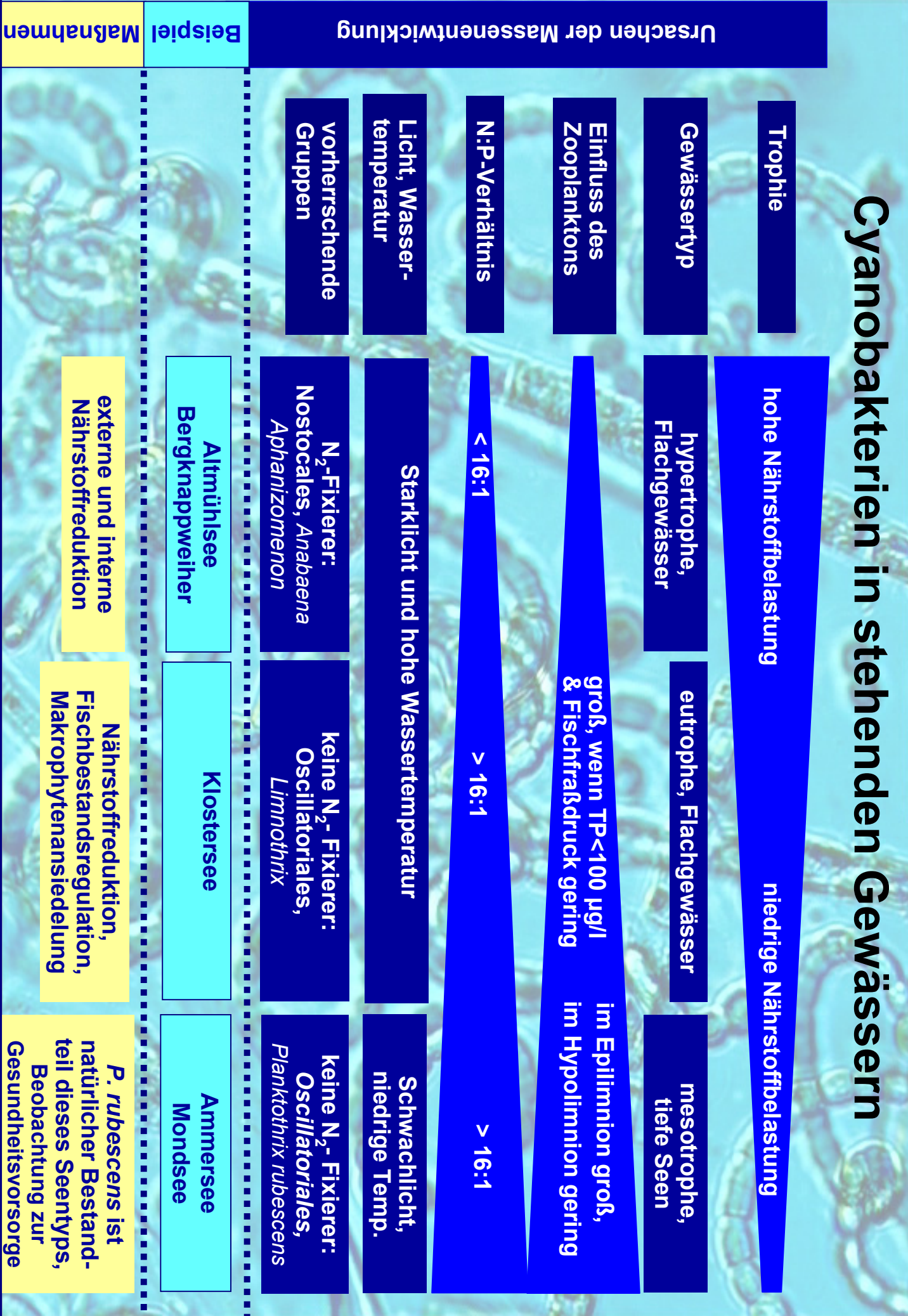
Die Blaualgen, oder fachlich richtig bezeichnet als die Cyanobakterien, sind ein natürlicher Bestandteil der Lebensgemeinschaft in Gewässern, werden aber bei Massenentwicklung zum Problem. Massenentwicklungen der Cyanobakterien führen allgemein zu einer Trübe und damit zu einer verringerten Sichttiefe im Gewässer, stellen eine schlechte Nahrungsgrundlage für das Zooplankton und damit auch für die Fische dar und sind potentiell in der Lage Toxine zu bilden.

2. Welche Faktoren fördern die Massenentwicklung von Cyanobakterien?

Für die Cyanobakterienentwicklung ist ein Komplex von Faktoren verantwortlich. Allgemein begünstigt eine hohe Nährstoffbelastung, das Fehlen von Makrophyten (Schwimmbblatt- und Röhrichtpflanzen) und ein geringes Grazing die Cyanobakterienentwicklung. Bei Gewässern auf niedrigerem Nährstoffniveau (Pges. $< 100 \mu\text{g/l}$) gewinnt der Einfluss des Zooplanktons an Bedeutung. Das heißt, hier wirkt die Filtration des Zooplanktons der Cyanobakterienentwicklung entgegen. Andere Umweltparameter wie z.B. hohe Wassertemperaturen im Sommer, hohe pH-Werte, hohe Konzentration an Spurenelementen, ein geringer Silikatgehalt (fehlende Konkurrenz durch Kieselalgen) und niedrige CO_2 -Gehalte spielen ebenfalls eine fördernde Rolle. Die nachfolgende Abbildung 38 zeigt schematisch die Ursachen der Blaualgenmassenentwicklungen in den vier untersuchten bayerischen Gewässern. Dieses Schema ist auch auf andere Gewässer übertragbar und somit zur Differenzierung von Blaualgengewässern geeignet. Auf dieser Grundlage lassen sich verschiedene gewässerspezifische Maßnahmen zur Restaurierung ableiten.

Abb. 38, folgende Seite. Schema zu den Ursachen der Cyanobakterienmassenentwicklung sowie allgemeine Maßnahmen zu deren Kontrolle. Die Ergebnisse der 4 untersuchten bayerischen werden als Fallbeispiele für unterschiedliche Cyanobakterienentwicklungen ausgewiesen.

Cyanobakterien in stehenden Gewässern



6. LITERATURVERZEICHNIS

- Anagnostis, K. and J. Komárek, 1985. Modern approach to the classification system of cyanophytes - 1 Introduction. Arch. Hydrobiol. Suppl. Algological Studies 71: 291-302.
- Anagnostis, K. and J. Komárek, 1988. Modern approach to the classification system of cyanophytes - 3 Oscillatoriales. Arch. Hydrobiol. Suppl. Algological Studies 80: 327-472.
- Arndt, H., 1997. Spielen Protozoen bei der Manipulation pelagischer Nahrungsnetze eine Rolle? Bayer. Akad. Natursch. Landschaftspfl., Laufener Seminarbeitr. 3/97, 77-88.
- Behrendt, H. and D. Opitz, 1996. Ableitung einer Klassifikation für die Gewässergüte von planktondominierten Fließgewässern und Flußseen im Berliner Raum und klassenbezogene Zielvorgaben zur Nährstoffreduzierung im Berliner Gewässersystem. Berichte des Institutes für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) 1: 2-26.
- Bright, D.I. and A.E. Walsby, 2000. The daily integral of growth by *Planktothrix rubescens* calculated from growth rate in culture and irradiance in Lake Zürich. New Phytol. 146: 301-316.
- Bryant, D.A., 1994. The molecular biology of Cynaobacteria. Kluwer Acad. Publ., Dordrecht, Boston, London, 881 Seiten.
- Chang, T.-P., 1988. Morphological remarks on *Pseudanabaena mucicola* (HUBER-PESTALOZZI et NAUMANN)(BOURELLY) CHANG. Archiv für Hydrobiologie Suppl. Algological Studies 80: 59-70.
- Chorus, I. and J. Bartram, 1999. Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and managment., WHO, Edmundsbury Press, Suffolk, 416 Seiten.
- Christophersen, K., Riemann, B., Klysner, A. & M. Søndergaard, 1993. Potential role of fish predation and natural populations of zooplankton in structuring a plankton community in eutrophic lake water. Limnol. Oceanogr. 38 (3): 561-573.
- De Mott, W.R., 1989. Optimal foraging theory as a predictor of chemically mediated food selection by suspension-feeding copepods. Limnol. Oceanogr. 34, 140-154.
- Dokulil, M., 1988. Seasonal and spatial distribution of cryptophycean species in the deep, stratifying, alpine lake Mondsee and their role in the food web. Hydrobiologia 161: 185 - 201.
- Dokulil, M., K. Schwarz and A. Jagsch, 2000. Die Reoligotrophierung österreichischer Seen; Sanierung, Restaurierung und Nachhaltigkeit - Ein Überblick. In: Seen-Gewässerschutz, Nutzungen und Zielkonflikte; Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischrei- und Flußbiologie 53: 307-321.
- Dokulil, M.T. and K. Teubner, 2000. Cyanobacterial dominance in lakes. Hydrobiologia 438: 1-12.
- Dokulil, M.T. and K. Teubner, 2003. Eutrophication and restoration of shallow lakes: Is the concept of alternative stable equilibria a useful tool? Hydrobiologia, im Druck.
- Dokulil, M.T., K. Schwarz, and A. Jagsch, 1999. Stand der Reoligotrophierung der Alpengseen im Salzkammergut. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 1998 (Klagenfurt), Tutzing 154-158.
- Dudel, E.G., 1989. Über die Bedeutung der Luftstickstoffbindung durch Blaualgen (Cyanobacteria) für den Stickstoffhaushalt eutropher Gewässer. Habilitationsschrift, Humboldt-Universität zu Berlin.
- Dudel, G. and J.-G. Kohl, 1991. Contribution of dinitrogen fixation and denitrification to the N-budget of shallow lake. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie 24: 884-888.
- Forsberg, C. and S.O. Ryding, 1980. Eutrophication parameters and trophic state indeices in 30 waste-receiving Swedish lakes. Archiv für Hydrobiologie 69: 189-207.

- Gliwicz, Z.M. and W. Lampert, 1990. Food thresholds in *Daphnia* species in the absence and presence of blue-green filaments. *Ecology* 71: 691-702.
- Hall, D.J., Threlkeld, S.T., Burns, C.W. and Crowley P.H., 1976. The size-efficiency hypothesis and the size structure of zooplankton communities. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 7: 177-208.
- Heinonen, P. 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. *Publ. Water Res. Inst.* 37, Vesihallitus-National Board of Waters, Finland.
- Hrbacek, J., 1964. Contribution to the ecology of water-blooms forming blue-green algae *Aphanizomenon flos-aquae* and *Microcystis aeruginosa*. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 15: 837-846.
- Humphries, S.E. and V.D. Lyne, 1988. Cyanophyte blooms: The role of cell buoyancy. *Limnol. Oceanogr.* 33: 79-91.
- Jacobs, J., 1974. Quantitative measurement of food selection. - *Oecologia, Berlin* 14: 413-417.
- Jarvis, A.C., Hart, R.C. and S. Combrink, 1988. Cladoceran filtration rate-body length relations: model improvements developed for a *Microcystis*-dominated hypertrophic reservoir. *J. Plankton Res.* 10 (1): 115-131.
- Karabin, A. 1985. Pelagic zooplankton variation in the process of lake eutrophication, I. Structural and quantitative features. *Ekol. Pol.* 33, 4: 567-616.
- Komárek, J. and K. Anagnostidis, 1986. Modern approach to the classification system of cyanophytes - 2 Chroococcales. *Arch. Hydrobiol.*, 73,4 (43): 157-226.
- Komárek, J. and K. Anagnostidis, 1989. Modern approach to the classification system of cyanophytes - 4 Nostocales. *Arch. Hydrobiol.* 82,3 (56): 247-345.
- Konopka, A., 1982. Physiological ecology of a metalimnetic *Oscillatoria rubescens* population. *Limnol. Oceanogr.* 27: 1154-1161.
- Konopka, A., 1989. Metalimnetic cyanobacteria in hard-water lakes: Buoyancy regulation and physiological state. *Limnol. Oceanogr.*, 34: 1174-1184.
- Kranich, J., T. Mehner and J. Benndorf, 1997. Einfluß der Wassertemperatur auf die Zooplanktodynamik im Langzeit-Biomanipulationsexperiment in der Talsperre Bautzen. *DGL Tagungsbericht (Berlin)*: 326-330.
- Kucklantz, V., A. Hamm, K. Jöhnk, T.-P. Chang, He. Morscheid, D. Roth, S. Schmidt-Halewicz, H. Morscheid and C. Mayr, 2001. Antwort bayerischer Voralpenseen auf verringerte Nährstoffzufuhr. *Informationsberichte Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft.* 1-272.
- Kusel-Fetzmann, E., 2002. Die Euglenophytenflora des Neusiedler Sees (Burgenland, Österreich). *Abhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Österreich* 32: 1-115.
- Lampert, W., 1983. Biomanipulation - eine neue Chance zur Seesanierung ?. *Biologie in unserer Zeit*, 13. Jahrg., Nr. 3: 79-86.
- Lampert, W., 1994. Phenotypic plasticity of the filter screens in *Daphnia*: Adaptation to a low-food environment. *Limnol. Oceanogr.* 39 (5): 997-1006.
- Lenhart, B., 1987. Limnologische Studien am Ammersee. *Informationsberichte Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft* 2: 1-105.
- Lenhart, B., 2000. Langfristige Entwicklungen - Eutrophierung und Reoligotrophierung - am Ammersee. In: *Seen-Gewässerschutz, Nutzungen und Zielkonflikte; Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischrei- und Flußbiologie* 53: 97-114.
- Livingstone, D.M. and F. Schanz, 1994. The effects of deep-water siphoning on a small, shallow lake:

a long-term case study. *Archiv für Hydrobiologie* 15-44.

Lund, J. W. G., G. Kipling and E. D. LeCren, 1958. The inverted microscope method for estimating algae number and statistical basis of estimating by counting. *Hydrobiologia*. 11: 143-170.

Maier, G., 1996. Copepod communities in lakes of varying trophic degree. *Arch. Hydrobiol.* 136 (4): 455-456.

Morscheid, H. and C. Mayr, 2002. Supply and demand - The interplay of vertical distribution of whitefish (*Coregonus lavaretus* L.) and zooplankton and its consequence for seasonal succession and development of zooplankton. *Arch. Hydrobiol., Spec. Issues Advanc. Limnol., Biology and Management of Coregonid Fishes* 57: 411-421.

Morscheid, H. and H. Morscheid, 2001. Ökosystemare Zusammenhänge am Beispiel des Ammersees. In: M. Dokulil, H. Jamm & J.G. Kohl (Hg.), *Ökologie und Schutz von Seen*, Facultas-Univ. Verlag, Wien, 499 pp.

Morscheid, H., 1995. Entwicklung des Zooplanktons in einem neu entstandenen Speichersee im Zeitraum von 1990 bis 1993. *DGL-Tagungsbericht, Band I*: 229-304.

Morscheid, He., 2002. Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Ammersee während der Oligotrophierung.. *Dissertationsschrift*, Wien, 154 Seiten.

Mur, L.R., H. Schreurs and P. Visser, 1993. How to control undesirable cyanobacterial dominance. In: G. Giussani & C. Callieri (eds.), *Strategies for lake ecosystems beyond 2000*, Proc. 5th Int. Conf. Conservation and management of Lakes, Stresa 1993 565-569.

Nicklisch, A. and P. Woitke, 1999. Pigment content of some planktonic algae in response to simulated natural light fluctuations and a short photoperiod. *International Review of Hydrobiology* 84: 479-495.

Paerl, H.W., 1988. Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine, and inland waters. *Limnol. Oceanogr.* 33 (4, part 2): 823-847.

Post, J.R. and D.J. MacQueen, 1987. The impact of planktivorous fish on the structure of a plankton community. *Freshwat. Biol.* 17: 79-89.

Reynolds, C.S., 1984. *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge, 384 pp.

Reynolds, C.S., 1997. *Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory*. Ecology Institute, Oldendorf, 371 Seiten.

Rothhaupt, K.O., 1997. Grazing and nutrient influences of *Daphnia* and *Eudiaptomus* on phytoplankton in laboratory microcosms. *J. Plankton Res.* 19 (1): 125-139.

Rott, E., 1981. Some results from phytoplankton counting intercalibrations. *Schweiz. Z. Hydrol.*, 43: (1), 34-62.

Rott, E., 1983. Sind die Veränderungen im Phytoplanktonbild des Piburgersees Auswirkungen der Tiefwasserableitung? *Arch. Hydrobiol.*, 67 (*Algological Studies* 34): 29-80.

Rott, E., 1984. Phytoplankton as biological parameter for the trophic characterization of lakes. *Verh. Interant. Verein. Limnol.* 22: 1078-1085.

Rott, E., 1988. Some aspects of the seasonal distribution of flagellates in mountain lakes. *Hydrobiologia* 161: 159-170.

Salmaso, N., 2002. Ecological patterns of phytoplankton assemblages in Lake Garda: seasonal, spatial and historical features. *J. Limnol.* 61(1): 95 –115.

- Sampl, H., 1999. Die Kärntner Seen. Historisches, Eutrophierung, Sanierung. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 1998 (Klagenfurt), Tutzing, 1-19.
- Schreurs, H., 1992. Cyanobacterial dominance. Relations to eutrophication and lake morphology. Doctoral Thesis Univ. Amsterdam 198 Seiten.
- Schrenk-Bergt, Ch. and Ch. Steinberg, 2000. Gutachten zur Sicherung der Wasserqualität im Altnühlsee im Auftrag des Wasserwirtschaftsamt Ansbach und des Talsperrenneubauamts Nürnberg. Gutachten des Leibniz-Institutes für Gewässerökologie und Binnenfischerei. 41 pp.
- Sommer, U., 1983. Nutrient competition between phytoplankton species in multispecies chemostat experiments. Arch. Hydrobiol. 96: 399-416.
- Steib, A., 1992. Zooplanktonsukzession und chem.-phys. Dynamik im Rottachsee und seiner Vorsperre. Diplomarbeit, Fak. Biol. Univ. München.
- Steinberg, Ch. and H. Hartmann, 1988. Planktische blütenbildende Cyanobakterien (Blaualgen) und die Eutrophierung von Seen und Flüssen. Vom Wasser 70: 1-10.
- Steinberg, Ch.E.W. and H. Hartmann, 1988. Planktonic bloom-forming cyanobacteria and the eutrophication of lakes and rivers. Freshwater Biology 20: 279-287.
- Teubner, K., 1996. Struktur und Dynamik des Phytoplanktons in Beziehung zur Hydrochemie und Hydrophysik der Gewässer: Eine multivariate statistische Analyse an ausgewählten Gewässern der Region Berlin-Brandenburg. Dissertationsschrift der Humboldt-Universität zu Berlin, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, Institut für Biologie, 232 Seiten.
- Teubner, K., 2001. Die Algengemeinschaften von Seen. In: Ökologie und Schutz von Seen. Editoren M. Dokulil, A. Hamm, J.-G. Kohl 89-121.
- Teubner, K., 2003. Phytoplankton, pelagic community and nutrients in a deep oligotrophic alpine lake: ratios as sensitive indicators of the use of P-resources (DRP:DOP:PP and TN:TP:SRSi). Water Research 37: 1583-1592.
- Teubner, K. and M.T. Dokulil, 2002. Ecological stoichiometry of TN:TP:SRSi in freshwaters: nutrient ratios and seasonal shifts in phytoplankton assemblages. Archiv für Hydrobiologie 154: 625-646.
- Teubner, K., A. Sarobe, M.R. Vadrucci, and M.T. Dokulil, 2001. ^{14}C photosynthesis and pigment pattern of phytoplankton as size related adaptation strategies in alpine lakes. Aquatic Sciences 63: 310-325.
- Teubner, K., R. Feyerabend, M. Henning, A. Nicklisch, P. Voitke and J.-G. Kohl, 1999. Alternative blooming of *Aphanizomenon flos-aquae* or *Planktothrix agardhii* induced by the timing of the critical nitrogen:phosphorus ratio in hypertrophic riverine lakes. Arch. Hydrobiol. Spec. Iss. Adv. Limnology 54: 325-344.
- Teubner, K., N.D. Crosbie, K. Donabaum, W. Kabas, A. Kirschner, G. Pfister, M. Salbrechter, and M.T. Dokulil, 2003 (a). Phosphorus accumulation efficiency by the pelagic community at reduced phosphorus supply: a lake experiment from bacteria to metazoan zooplankton. Limnology And Oceanography 48: 1141-1149.
- Teubner, K., Tolotti, M., Greisberger, S., Morscheid, H., Dokulil, M.T. & H. Morscheid. 2003 (b). Steady state phytoplankton in a deep pre-alpine lake: Species and pigments of epilimnetic versus metalimnetic assemblages. Hydrobiologia 502, 49-64.
- Tittel, J., 1997: Untersuchungen in Enclosures und im Freiwasser des Arendsees (Altmark): Mikrobielles Nahrungsnetz, Zoo- und Phytoplankton in einem Cyanophyceen-dominierten eutrophen See. - UFZ-Bericht (Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH) Nr. 9.
- Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitt. Internat. Verein. Limnol., 9: 1-38.

- Vollenweider, R.A., 1968. Die wissenschaftlichen Grundlagen der Seen- und Fließgewässer-eutrophierung unter besonderer Berücksichtigung des Phosphors und des Stickstoffs als Eutrophierungsfaktoren. OECD, DAS/CSI/68.27.
- Webster, K.E. and R.H. Peters, 1978: Some size-dependent inhibitions of larger cladoceran filters in filamentous suspensions. - Limnol. Oceanogr. 23, 1238-1245.
- Weisse, T., 1991. The annual cycle of heterotrophic freshwater nanoflagellates: role of bottom-up versus top-down control. J. Plankton Res. 13: 167-185.
- Wetzel, R.G., 2001. Limnology: Lake and river ecosystems. Academic Press, third edition, San Diego, San Francisco, New York, Boston, London, Sydney, Tokyo, 1006 pp.
- Wickham, S.A., Gilbert, J.J. and U.G. Berninger, 1993. Effects of rotifers and ciliates on the growth and survival of *Daphnia*. J. Plankton Res. 15 (3): 317-334.
- Wright, S. W., S. W. Jeffrey, R. F. C. Mantoura, C. A Llewellyn, T. Bjornland, D. Repela and N. Welschmeyer, 1991. Improved method for the analysis of chlorophylls and carotenoids from marine phytoplankton. Mar. Ecol. Prog. Ser. 77: 183-196.
- Zimmermann, U., 1969. Ökologische und physiologische Untersuchungen an der planktischen Blaualge *Oscillatoria rubescens* D.C. unter besonderer Berücksichtigung von Licht und Temperatur. Schweiz. Z. Hydrol. 31: 1-59.
- Zotina, T., O. Köster, and F. Jüttner, 2003. Capability of metalimnetic *Plankthothrix rubescens* for heterotrophy. Aquatic Microbial Ecology, eingereicht.

7. DANKSAGUNG

Wir möchten uns für die HPLC-Chlorophyllanalysen bei Herrn Dr. T.-P. Chang und für die sich methodisch ergänzenden, spezifischen Chlorophyllanalysen bei Frau Magister Sonja Greisberger bedanken. Weiter möchten wir uns für die vielfältigen Diskussionen zur Bestimmung der Algentaxa bei Herrn Dipl.-Ing. Rolf Klee, zur Entwicklung von Cyanobakterien bei Frau Dr. Hiltraud Gollmann und Herrn Prof. Martin T. Dokulil sowie zur Schmidt Stabilität bei Herrn Dr. David Livingstone bedanken.

Die Probennahmen und –messungen wären ohne das Engagement von Herrn Fritz Rehberger und Herrn Gessner nicht möglich gewesen, wofür wir gern danksagen möchten.

Wir bedanken uns für die Bereitstellung von Vergleichsdatensätzen bei Frau Dr. Brigitte Lenhart (Wasserwirtschaftsamt Weilheim), bei Herrn Dr. Dieter Krause (Wasserwirtschaftsamt Ansbach), bei Herrn Dr. Fritz Bauer und Herrn Dr. Dirk Klos (Wasserwirtschaftsamt Kempten), bei Herrn Prof. Martin T. Dokulil (Institut für Limnologie der ÖAW, Mondsee) und bei Herrn Hofrat Dr. Albert Jagsch (Bundesanstalt für Fischereiwirtschaft des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Scharfling).

8. VERZEICHNIS DER ABBILDUNGEN, TABELLEN UND TAFELN

Abbildungen

Abb. 1. Methodenvergleich für verschiedene Chlorophyllbestimmungen in diskreten Tiefen von 0 bis 30 m im Ammersee 2001.

Linke Spalte: Chlorophyll berechnet aus der in situ Haardt-Sondenfluoreszenz (F) gegen Chlorophyll photometrisch gemessen aus dem Ethanolextrakt (E); Rechte Spalte: Verhältnis aus beiden Chlorophyllkonzentrationen (F:E) gegen die Lichtintensität. Linke Spalte: Pearson Produkt Korrelation normalverteilter Daten; rechte Spalte Spearman Korrelation nicht normalverteilter Daten; Das 0,95-Konfidenzintervall ist nur bei Signifikanz eingezeichnet; Signifikanzniveaus: ** - $p < 0,01$, ***- $p < 0,001$.

Abb. 2. Beziehung zwischen dem Biovolumen des Phytoplanktons und der Chlorophyll-a-Konzentration in den drei Seen AMMS, BERG und KLOST

(Datenumfang: alle Proben von August 2000 bis Dezember 20001, AMMS $n = 67$, BERG $n = 25$, KLOST $n = 17$, Chl-a ermittelt über photometrische Messung des Ethanolextraktes).

Abb. 3. Biplot-Darstellung einer Hauptkomponentenanalyse (PCA) zur limnologischen Charakterisierung der vier untersuchten Gewässer im Vergleich mit anderen Gewässern.

Abkürzungen zu den limnologischen Parametern: Chl-a-Chlorophyll-a, DRP-gelöster reaktiver Phosphor, DOP-gelöster organischer (nicht-reaktiver) Phosphor, POP-partikulärer organischer Phosphor, SRSi-gelöstes reaktives Silizium, z_{max} -maximale Tiefe, z_{mix} -Durchmischungstiefe, z_{eu} -euphotische Tiefe, die tiefen und flachen Seen je Region sind im Kapitel 2.2. aufgeführt, comp 1 - 1. Hauptkomponente (48% Varianz), comp 2 - 2. Hauptkomponente (16%).

Abb. 4. Korrelation der Chlorophyll-a-Konzentrationen mit diversen limnologischen Parametern.

Abkürzungen: Retent.-Retentionszeit, sonst wie in Abb. 3.

Abb. 5. Optische Eigenschaften im Ammersee, Bergknappweiher und Klostersee.

Abb. 6. Gekerbte Box-Whisker-Darstellung zu den Leitfähigkeiten (A), den pH-Werten (B) und den Konzentrationen für den gelösten organischen Kohlenstoff (DOC, C), das gelöste reaktive Silizium (D), das Eisen in der unfiltrierten Probe (E) und in der filtrierten Probe (F), das Kupfer in der unfiltrierten Probe (G) und das Verhältnis von Ammonium-Stickstoff zu Nitrat-Stickstoff (H) den vier untersuchten Gewässern. Datenbasis: Einzeldaten: Bergknappweiher, Klostersee und Altmühlsee (2000-01), Ammersee (A-B, D: 1999-2001, C-H: 2000-01).

Abb. 7. Beziehung zwischen den Konzentrationen des Gesamtphosphors (TP, A) und dem Verhältnis des gelösten anorganischen Stickstoffs zum TP (DIN/TP, B) und den Chlorophyllkonzentrationen in den vier untersuchten Gewässern.

Zum Vergleich wurde diese Beziehung auch für andere Gewässer des Alpenvolandes und Berlin-Brandenburg gezeigt. Einstufung nach Forsberg & Ryding, 1980; Oberflächenproben gemittelt von Juni – September. Die tiefen und flachen Seen je Region sind in Kapitel 2.2. aufgeführt.

Abb. 8. Trigonale Darstellung zu den saisonalen DIN:TP:SRSi-Verhältnissen in den vier untersuchten Seen.

Infolge der Skalierung der drei Elemente in den physiologischen Optimumsproportionen 16:1:17 (Teubner & Dokulil, 2002), markieren die drei Linien die molaren Verhältnisoptima $N:P=16:1$, $Si:N=17:16$ und $Si:P=17:1$. Der Schnittpunkt dieser drei Geraden in der Mitte des Dreiecks markiert das Verhältnisoptimum $N:P:Si=16:1:17$. Die Wahrscheinlichkeit einer starken Limitation ist durch „--“, die einer schwachen Limitation durch „-“ angezeigt. So wird für Punkte im Feld III mit „--Si -P“ primär eine Si-Limitation, eine schwach P-Limitation aber keine N-Limitation angenommen. Die gestrichelte Linie separiert die Punkte für Winter und Frühjahr (linksseitig) von denen für Sommer und Herbst (rechtsseitig) und zeigt damit höhere N:P-Verhältnisse für Winter-Frühjahr gegenüber niedrigeren N:P-Verhältnissen im Sommer-Herbst an.

Abb. 9. Trigonale Darstellung zu den DIN:TP:SRSi-Verhältnissen in den vier untersuchten Seen im Vergleich mit anderen Gewässern.

Skalierung wie nach dem Verhältnisoptimum $DIN:TP:SRSi=16:1:17$ und Linien für Optima wie in Abb. 8. Datenbasis: Gewässermittelwerte (s. Kapitel 2.6.).

Abb. 10. Phytoplankton im Ammersee in der Untersuchungsperiode 16.VIII 2000 - 5. XI 2001 (integrierte Proben 0-20 m). Die Individuenzahl (A-B) und das Biovolumen (C-D) diverser Algengruppen in absoluten Werten bzw. prozentualen Anteilen.

Abkürzungen: Cyan-CN – chroococcale + nostocale Cyanobakterien; Cyan-O – oscillatoriale Cyanobakterien; B-Melo – Bacillariophyceen Melosira/Aulacoseira; B-Zent – Bacillariophyceen, einzellig zentrisch; B-Penn-Bacillariophyceen, Pennales; Cryp – Cryptophyceen; Chlo-SL – Chlorophyceen, sensu lato; Chry – Chrysophyceen; Dino – Dinophyceen.

Abb. 11. Tiefenverteilung des Phyto-plankton im Ammersee von April bis Oktober 2001.

A Abundanz, B-K Biovolumina. A-B: Gesamtphytoplankton, C – Cyanobakterien, D – Oscillatoriale Cyanobakterien, E – Chrysophyceen, F – Dinophyceen, G – Cryptophyceen, H – Chlorophyceen, I – Diatomeen, J – zentrische Diatomeen, K – Pennate Diatomeen.

Abb. 12. Phytoplankton im Bergknappweiher in der Untersuchungsperiode 16.8.2000 - 5.11.2001.

Die Individuenzahl (A-B) und das Biovolumen (C-D) diverser Algengruppen in absoluten Werten bzw. prozentualen Anteilen. Abkürzungen: Cyan-NO – Cyanobakterien der Nostocales und Oscillatoriales, Chlo-V – Chlorophyceae Volvocales; übrige wie in Abb. 10.

Abb. 13. Phytoplankton im Klostersee in der Untersuchungsperiode 16.8.2000 - 5.11.2001.

Die Individuenzahl (A-B) und das Biovolumen (C-D) diverser Algengruppen in absoluten Werten bzw. prozentualen Anteilen. Abkürzungen: Cyan-NO – Cyanobakterien der Nostocales und Oscillatoriales, Chlo-V – Chlorophyceae Volvocales; übrige wie in Abb. 10.

Abb. 14. Phytoplankton im Altmühlsee in der Untersuchungsperiode 17.4.–10.12.2001.

Die Individuenzahl (A-B) und das Biovolumen (C-D) diverser Algengruppen in absoluten Werten bzw. prozentualen Anteilen. Abkürzungen: Cyan-C – Cyanobakterien der Chroococcales, Eugl – Euglenophyceae; übrige wie in Abb. 10 (Daten von D. Krause).

Abb. 15. Abundanzen [Individuen l⁻¹, Mittel 0 - 80 m] (oben) und Biomassen [µg l⁻¹ Trockengewicht, Mittel 0 - 80 m] (unten) der bedeutendsten Zooplanktongruppen im Ammersee in den Jahren 2000 und 2001.

Abb. 16. Tiefenverteilung des Zooplanktons in den Jahren 2000 und 2001 im Ammersee. Abundanz [Individuen l⁻¹] von Daphnia hyalina (A), Bosmina longicornis (B), Eudiaptomus gracilis (C), Cyclops abyssorum (D) und Mesocyclops (E).

Abb. 17. Abundanzen [Individuen l-1, Mittel 0 - 80 m] (oben) und Biomassen [μg l-1 Trockengewicht, Mittel 0 - 80 m] (unten) der bedeutendsten Zooplanktongruppen des Bergknappweihers ab August 2000 bis Ende 2001.

Abb. 18. Abundanzen [Individuen l-1, Mittel 0 - 80 m] (oben) und Biomassen [μg l-1, Trockengewicht, Mittel 0 - 80 m] (unten) der bedeutendsten Zooplanktongruppen des Klostersee ab August 2000 bis Ende 2001.

Abb. 19. Abundanzen [Individuen l-1, Mittel 0 - 80 m] (oben) und Biomassen [μg l-1, Trockengewicht, Mittel 0 - 80 m] (unten) der bedeutendsten Zooplanktongruppen des Altmühlsees 2001.

Abb. 20. Filtrierraten der dominanten Zoo-planktongruppen und -arten im Ammersee (A), Bergknappweier (B), Klostersee (C) und Alt-mühlsee (C).

Abb. 21. Mittlere Körperlänge [mm] des Zooplankton- (links) und Crustaceenbestandes (rechts) der vier untersuchten Seen im Untersuchungsjahr 2001.

Abb. 22. Mittlere Körperlänge [mm] des Zooplanktons im Rottachspeicher (aus Morscheid 1993, Daten von 1990 aus Steib 1992).

Abb. 23. Langzeitentwicklung der Biovolumina von *Planktothrix rubescens* und vom Gesamtphytoplankton sowie der Gesamtphosphor-konzentrationen (TP) im Ammersee (A: 1975, 1985-90, 1992-01) und im Mondsee (B: 1982-2001; in beiden Seen Werte für die integrierten Probe von 0-20m).

Abb. 24. Langfristige Änderung der Phytoplanktonzusammensetzung in Abhängigkeit von den TP-Konzentrationen im Ammersee (A) und im Mondsee (B) dargestellt als x-y-Kreisdiagramme. Die unterschiedliche Größe der Kreise entspricht dem Wert des Biovolumens (Details s. Methode, Grafiken von Dokulil, unveröffentlicht, Daten Mondsee von A. Jagsch und M. Dokulil).

Abb. 25. Biovolumina von *Planktothrix rubescens* (A) und der Anteil am Gesamtbiovolumen (B) in Abhängigkeit von den TP-Konzentrationen im Ammersee und Mondsee. (Datenbasis: Einzelwerte der integrierten Proben von 0-20m, AMMS (n = 319): 1975, 1985-90, 1992-01 und MOND (n = 496): 1982-2001; trophische Einteilung nach Forsberg & Ryding, 1980).

Abb. 26. Entwicklung von *Planktothrix rubescens* in Abhängigkeit von den Gesamtphosphorkonzentrationen (TP) für die einzelnen Jahre von 1997 bis 2001 im Ammersee. Das Biovolumen (A-E) sowie der Anteil des Biovolumen von *P. rubescens* am Gesamtbiovolumen (F-J) wurde in den integrierten Proben 0-20m gemessen. Wenigstens 70% der Werte sind mit der Linie eingekreist und zeigen den Schwerpunkt der Verteilung an (confidence kernel=0070).

Abb. 27. TP-Konzentrationen im Ammersee für die Jahre 1997-01. Die Regessionsgerade (fette Linie) folgt der Gleichung $y = -0,0002x + 19,7$ und zeigt damit den Trend zu gleichbleibenden TP-Konzentrationen über die 5 Jahre an.

Abb. 28. Tiefenverteilung der Algenbiomasse und thermische Schichtung von 0-30 m am 6.7.1998 im Ammersee: Konzentration von Chlorophyll-a (Chl-a, Haardt-Fluoreszens) und Wert des thermischen Widerstandes gegen die Durchmischung in der Wassersäule (Stabilität, RTR; Differenzwert aus der jeweils darüberliegenden 1m-Schicht). Die Tiefe in der Wassersäule ist als abnehmende prozentuale Lichtintensität gezeichnet. Die euphotische Tiefe (zeu) zeigt 1 % der Lichtintensität und liegt am 6.7.1998 bei 8,77 m. ECM und DCM zeigen das Chlorophyllmaximum im Epilimnion bzw. in der tiefen Schicht an.

Abb. 29. Jahresverläufe und Tiefenverteilungen diverser Parameter für den Zeitraum von 1997 bis 2001 im Ammersee: die Stabilität der thermischen Schichtung (Schmidt Stabilität), die Temperaturdifferenz in der Wassersäule in Meterschritten, die euphotische Tiefe (zeu) und die Durchmischungstiefe (zmix, berechnet nach RTR-Wert), die Konzentration von Chlorophyll-a für das Maximum im Epilimnion und in der Tiefe (Metalimnion) und die Tiefenverteilung der Chlorophyll-a-Konzentration.

Abb. 30. Chlorophyllkonzentrationen und Lichtintensität in dem Bereich der Chlorophyllmaxima im Epilimnion (ECM) und in der tieferen Wasserschicht (DCM) für den Zeitraum von 1998 bis 2001 im Ammersee.

A: Chlorophyll-a gegen die Lichtintensität; Häufigkeitsverteilung der Lichtintensitäten (B) und Chlorophyllkonzentrationen (C) für die Tiefen vom ECM und DCM (Legende in C auch gültig für B); D: Statistische Signifikanz der Unterschiede in den Chlorophyllkonzentrationen zwischen ECM und DCM als Gekerbte Box-Whisker-Darstellung.

Abb. 31. Vertikalprofil für die mittlere Stabilität (Wert des thermischen Widerstandes gegen die Durchmischung, RTR, Mittelwert von Mai bis September) gezeichnet gegen die Gewässertiefe (A) und gegen die abnehmende Lichtintensität (B) für die Jahre 1997 bis 2001. Monatsmittel der Sonnenscheindauer (C) im gleichen Untersuchungszeitraum.

Abb. 32. Vertikalprofile von der Temperatur (A), dem Licht (B), der Trübe (C), der Leitfähigkeit (D), der Widerstandsfähigkeit gegen das Durchmischen RTR (E), dem gelösten reaktiven Silizium (F), dem Gesamtphosphor (G) und dem gelösten anorganischen Stickstoff (H) als gekerbte Box-Whisker Darstellung (Daten Ammersee, 2001).

Abb. 33. Vertikalverteilung der Biovolumina in $\text{mm}^3 \text{ l}^{-1}$ diverser Arten der Haptophyten (A-*Chrysochromulina parva*) Chrysophyten (B-*Pseudokephyrion* cf. *entzii*), Chlorophyten (C-*Phacotus lenticularis*), Dinoflagellaten (D-*Ceratium hirundinella*, J-*Woloszynskia/Peridiniopsis*, K-*Gymnodinium helveticum*), Cryptophyten (E-*Cryptomonas erosa*, F-*Rhodomonas minuta*, G-*R. lens*, L-*Katablepharis* cf. *ovalis*), Kieselalgen (H-einzellige zentrische Diatomeen, M-*Tabellaria flocculosa*, N-*Fragilaria crotonensis*, O-*Asterionella formosa*) und Cyanobakterien (J-*Planktothrix rubescens*). Gekerbte Box-Whisker Darstellung wie in Abb. 32; Daten Ammersee, 2001.

Abb. 34. A-C. Jahresverlauf der Parameter, D: Vergleich zwischen den Tiefenschichten: Stabilität der Schichtung der Wassersäule (Schmidt), Konzentrationen von Chlorophyll-a an der Oberfläche (2-5 m) und in tiefen Schichten (10-12 m, A), die euphotische Tiefe (zeu) und Durchmischungstiefe (zmix, B), der Wechsel der Algenarten im Plankton als Ähnlichkeit zwischen zwei aufeinanderfolgenden Proben (Bray Curtis Index, C) und der Vergleich zum Artenwechsel zwischen den Tiefenschichten 2 bis 12m für die Schichtungsperiode Mai bis September als Box-Whisker Darstellung (D). Signifikante Unterschiede zwischen den Tiefen werden durch Nicht-Überlappen der Kerbe (=Konfidenzintervall) angezeigt. Daten Ammersee, 2001.

Abb. 35. Pearson Korrelation zwischen der Ähnlichkeit in der Zusammensetzung des Phytoplanktons zwischen aufeinanderfolgenden Monatsproben (Bray-Curtis) und anderen Variablen: das Verhältnis der euphotischen Tiefe zur Durchmischungstiefe (zeu/zmix), die Stabilität der Schichtung in der Wassersäule (Schmidt Stabilität, Schmidt), die Chlorophyll-a-konzentration (Chl-a), der prozentuale Anteil der jeweils drei dominanten Algenarten am Gesamtbiovolumen (b%3s, die gestrichelte Linie markiert 80% des Biovolumenanteils), die Gesamtphosphorkonzentration (TP) und das Biovolumen des Zooplanktons (BioZoo). Mit Ausnahme von dem Verhältnis zeu/zmix und der Schmidt Stabilität sind die Korrelationen berechnet für die Werte in der jeweiligen Tiefe. Die Daten decken alle Monatsintervalle ab (n = 9, Februar-November). Korrelationskoeffizienten und das 0.95 Konfidenzintervall der Regressionsgeraden werden nur für signifikante Korrelationen gezeigt: Die Signifikanz ist wie folgt angegeben: *- $P < 0.05$, **- $P < 0.01$, n.s.- nicht signifikant; Daten Ammersee, 2001.

Abb. 36. Typisches Vertikalprofil der DRP:DOP:POP-Verhältnisse für einen oligotrophen, tiefen alpinen See am Beispiel des Traunsees (trigonale Darstellung, Jahresmittelwerte, für Punkte auf der Linie „a“ werden relativ niedrige, auf „b“ relativ hohe DRP:DOP-Verhältnisse angezeigt, Grafik aus Teubner, 2003).

Abb. 37. Der Anteil Phosphor, welcher von den pelagischen Organismen im Ammersee gebunden wird (%POP von TP). Vergleich zwischen den Jahren von 1997 bis 2001: Balken-Linien-Diagramme links (1): %POP in 2 m und 10 m (Linien) und die Biovolumina von *Planktothrix rubescens* (Balken). Trigonale Darstellung zum Vertikalprofil der DRP:DOP:POP-Verhältnisse für Mai (2), August (3) und Jahresmittel (4), n = Zahl der Proben.

Abb. 38. Schema zu den Ursachen der Cyanobakterienmassenentwicklung sowie allgemeine Maßnahmen zu deren Kontrolle. Die Ergebnisse der 4 untersuchten bayerischen werden als Fallbeispiele für unterschiedliche Cyanobakterienentwicklungen ausgewiesen.

Tabellen

Tabelle 1. Vorkommen der Taxa im Phytoplankton.

Für den Ammersee sind die Taxa bezüglich ihres Vorkommens getrennt nach Epilimnion (EPI) und Metalimnion (META) aufgeschlüsselt. AMMS: + = vorhanden; ++ = häufig vorhanden; --- = nicht nachgewiesen; für BERG, KLOST und ALTM: x-nachgewiesen.

Tabelle 2. Vorkommen der Taxa im Zooplankton in den 4 Gewässern

(X = häufigeres Auftreten E = einzelne Funde ? = ungeklärt).

Tabelle 3. Mittlere Filtrierraten als Berechnungsgrundlage zur Abschätzung der saisonalen Grazing-raten.

Fototafeln

Tafel 1. Blaualgenblüten im Bergknappweiher (A-B) und Klostersee (C).

Aphanizomenon flos-aquae bildet makroskopisch gut zu erkennende, große Trichombündel (B), die im Gewässer aufrahmen (A). Die aufgerahmten Kolonien diverser *Microcystis*-Taxa läßt die Gewässer-oberfläche bei ruhigem Wetter schlierig grün erscheinen.

Tafel 2. Häufige Cyanobakterientaxa in den untersuchten Gewässern: Chroococcales (A-G), Oscillatoriales (H-I) und Nostocales (J-N).

Microcystis viridis (A-B), *M. aeruginosa* mit Endophyten *Nitzschia fonticola* (C) bzw. *Pseudanabaena mucicola* (D), *M. wesenbergii* (E), *Woronichinia compacta* (F-G), *Planktolyngbya subtilis* (H), *Planktothrix rubescens* (I), *Aphanizomenon flos-aquae* mit Dauerzellen und Heterocyten (J-K), *Anabaena lemmermannii* mit Heterocyten (L-M), *A. flos-aquae* mit Heterocyten und *Aphanizomenon flos-aquae* (N). Klostersee (A-E, H-I, L), Bergknappweiher (G, K, M, N), Ammersee (I), Altmühlsee (J).

Tafel 3. Flagellaten des Ammersees. A. *Peridiniopsis* spec., B. *Gymnodinium helveticum*, C. *Phacotus lenticularis*, D 1-2. *Katablepharis* cf. *ovalis*, E *Cryptomonas* cf. *erosa*, F. *Rhodomonas lens*, G. *Chrysochromulina parva*, H. *Kephyrion* cf. *rubri-claustri*, I. *Dinobryon bavaricum*, J. *Dinobryon acuminatum* (Balkenlänge = 10µm).