



## **Toxinbildende Cyanobakterien (Blaualgen) in bayerischen Gewässern**

Massenentwicklungen, Gefährdungspotential, wasserwirtschaftlicher Bezug

Materialienband Nr. 125 (Dezember 2006)

**Herausgeber** Bayerisches Landesamt für Umwelt, Bürgermeister-Ulrich-Straße 160, D-86179 Augsburg,  
eine Behörde im Geschäftsbereich des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt, Gesundheit  
und Verbraucherschutz

ISBN-10: 3-940009-08-3  
ISBN-13: 978-3-940009-08-1

**Autor/en:  
(Redaktion)** Dr. Harald Morscheid, Bayerisches Landesamt für Umwelt (Redaktion)  
Dr. Hermann Fromme, Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit  
Dr. Dieter Krause, Wasserwirtschaftsamt Ansbach  
Dr. Rainer Kurmayer, Institut für Limnologie der Österreichischen Akademie der Wissenschaften  
Dr. Heike Morscheid, Wielenbach  
Dr. Habil. Katrin Teubner, Universität Wien

**Nachdruck und Wiedergabe – auch auszugsweise – nur mit Genehmigung des Herausgebers**

# Vorwort

Neben den Bergen gehören die vielen Seen, Weiher und Teiche zu den größten Naturschätzen Bayerns. Dabei genießen auch kleinere Gewässer in der Erholungsnutzung einen hohen Stellenwert. Dies drückt sich nicht nur in den hohen Besucherzahlen aus, sondern auch im regen Interesse der Bevölkerung an der Wasserqualität der bevorzugt aufgesuchten Gewässer. Diese hat sich in vielen Fällen in Folge der kostspieligen Reinhaltemaßnahmen in den Einzugsgebieten oft deutlich verbessert und einer ungetrübten Nutzung steht meist nichts im Weg. Dennoch sind Massenerkrankungen von Cyanobakterien, auch Blaualgen genannt, ein immer wiederkehrendes Phänomen. Neben kleineren, meist noch nährstoffbelasteten Gewässern, sind zuweilen auch große Seen wie der Ammersee oder Altmühlsee betroffen. Die potentielle Toxizität dieser „Blaualgen“, verbunden mit auftretenden geruchlichen und optischen Beeinträchtigungen, schränken die Nutzungsmöglichkeiten der Gewässer oft erheblich ein.

Insbesondere Wasserwirtschafts- und Gesundheitsbehörden stehen dann vor dem Problem einer fachkundigen Einschätzung der akuten Gefährdung, sollen Prognosen über die weitere Entwicklung geben und Konzepte zur Abhilfe aufstellen. Der Wissenszuwachs im Bereich der Cyanobakterien und der Toxinforschung ist jedoch in den vergangenen Jahren erheblich gestiegen. Neben einer Vielzahl von universitären Grundlagenergebnissen liegen auch zahlreiche Erkenntnisse aus abgeschlossenen Forschungsvorhaben des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft vor. Das vom Bayerischen Umweltministerium finanzierte Projekt "Bedingungen für das Auftreten toxinbildender Cyanobakterien (Blaualgen) in bayerischen Seen und anderen stehenden Gewässern" wurde im Rahmen einer Informationsveranstaltung in Wielenbach vorgestellt. Ergänzt wurde das Programm durch Gastdozenten, die Erfahrungen aus der wasserwirtschaftlichen Praxis und aktuelles Wissen aus der Umweltmedizin, Ökologie und Toxinforschung darstellten. Der vorliegende Band setzt sich aus den Fachbeiträgen der Dozenten zusammen und bietet eine einmalige, detaillierte Zusammenstellung, die so für betroffene Wasserwirtschafts- und Gesundheitsbehörden in kompakter Form zugänglich gemacht wird.

Bayerisches Landesamt für Umwelt  
Augsburg, im Dezember 2006

Prof. Dr. Ing. A. Göttle  
Präsident



# Inhaltsverzeichnis

Vorwort

Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Einleitung</b>	<b>9</b>
<b>2</b>	<b>Wasserwirtschaftliche Probleme mit Cyanobakterien - Fallbeispiel Altmühlsee</b>	<b>11</b>
2.1	Einleitung	11
2.2	Das Einzugsgebiet des Altmühlsees	11
2.3	Maßnahmen zur Therapie des Altmühlsees	12
2.4	Unterstützende Restaurierungsmaßnahmen	15
2.5	Schlussfolgerung	23
2.6	Literatur	26
<b>3</b>	<b>Gesundheitliche Bedeutung von Cyanobakterientoxinen in Badegewässern</b>	<b>27</b>
3.1	Einleitung	27
3.2	Gesundheitliche Aspekte der Blaualgentoxine	27
3.3	Gesundheitliche Beschwerden beim Baden in Gewässern	33
3.4	Gesundheitliche Beschwerden im Rahmen anderer Expositionssituationen	34
3.5	Umweltmedizinische Bedeutung der Microcystine	36
3.6	Risikoabschätzung und Risikomangement von Microcystinen in Badegewässern	39
3.7	Zusammenfassung	43
3.8	Literatur	44
<b>4</b>	<b>Ergebnisse des Forschungsvorhabens "Bedingungen für das Auftreten toxinbildender Cyanobakterien (Blaualgen) in bayerischen Seen und anderen stehenden Gewässern"</b>	<b>49</b>
4.1	Einleitung	49
4.2	Die planktischen Cyanobakterien und ihre Einteilung in Ökotypen	51
4.3	Fördernde Faktoren für Massenentwicklungen von Cyanobakterien	54
4.4	Abhängigkeit der Cyanobakterienentwicklung von der Jahreszeit	57
4.5	Limnologische Charakterisierung von Gewässern mit Cyanobakteriendominanz	59
4.6	Der Einfluss von Nährstoffverhältnissen	62
4.7	Einfluss der Tiefenverteilung im Ammersee	66
4.8	Zusammenfassung	69
4.9	Literatur	72
<b>5</b>	<b>Aufkommen des Cyanobakteriums Planktothrix rubescens im Ammersee</b>	<b>75</b>
5.1	Einleitung	75
5.2	Limnologische Charakterisierung des Ammersees	76
5.3	Durchgeführte Untersuchungen	78
5.4	Chemisch – physikalische Parameter	79
5.5	Phytoplankton	86
5.6	Zusammenfassung	92

## Inhaltsverzeichnis

5.7	Literatur	94
<b>6</b>	<b>Einfluss des Zooplanktons auf die Entwicklung von Cyanobakterien (und vice versa)</b>	<b>98</b>
6.1	Einleitung	98
6.2	Die Nahrungsvorlieben der Zooplankter	98
6.3	Können Cyanobakterien von Zooplanktern gefressen werden und sind sie eine Gefährdung für das Zooplankton?	100
6.4	Zooplankton als Vektor für Algentoxine	101
6.5	Können Massenentwicklungen von Cyanobakterien durch effektiv filtrierende Zooplankter verhindert werden – und wenn ja wie?	101
6.6	Einfluss des Zooplanktons in den 2001 untersuchten „Blualgenseen“ Ammersee, Bergknappweiher, Klostersee und Altmühlsee	102
6.7	Sonderfall „tiefer geschichteter See“, Ammersee	106
6.8	Zusammenfassung	108
6.9	Literatur	108
<b>7</b>	<b>Bedingungen und Steuerung der Toxinproduktion bei Cyanobakterien - aktueller Stand der Forschungen</b>	<b>113</b>
7.1	Entstehung von Algenblüten	113
7.2	Toxine der Cyanobakterien	117
7.3	Bedingungen für die Produktion von Microcystin	121
7.4	Einfluss der genetischen Diversität auf die Microcystinproduktion	125
7.5	Absolute Quantifizierung von Microcystin-produzierenden Genotypen im Gewässer	132
7.6	Genetische Diversität der Microcystinproduktion bei dem fädigen Cyanobakterium <i>Planktothrix</i>	134
7.7	Zusammenfassung und Diskussion	139
7.8	Literatur	140
<b>8</b>	<b>Zusammenfassung / Fazit</b>	<b>144</b>

# 1 Einleitung

Cyanobakterien sind weltweit verbreitet, und leben im Meer, Süßwasser, in feuchter Erde, Gletschern, Wüsten und heißen Quellen. Sie gehören zu den ältesten Lebewesen der Erde und waren vor 0,5 bis 2,5 Billionen Jahren, im „Age of Cyanobacteria“, die vorherrschende Lebensform (VAN DEN HOEK et al. 1993). Paläolimnologische Studien weisen darauf hin, dass Massenentwicklungen von Cyanobakterien auch vor der Industrialisierung aufgetreten sind, durch die Eutrophierung der Gewässer im vergangenen Jahrhundert jedoch erheblich zugenommen haben (MCGOWAN et al. 1999). In „normalem“ Umfang gehören sie zur Biozönose nahezu jedes stehenden Gewässers.

Massenentwicklungen von Cyanobakterien können in hohem Maß die Wasserqualität und damit die Gewässernutzung beeinträchtigen. Durch die Fähigkeit rasch aufzuschwimmen, können sich in kurzer Zeit dicke Matten bilden, die beim Absterben und Verrotten einen unangenehmen Geruch verbreiten. Im Wasser selbst entstehen durch hohe Produktion oder Abbau der „Blüten“ starke Sauerstoffüber- oder -untersättigungen, die im Extremfall zum Fischsterben führen können. Die starken Entwicklungen gehen mit geringen Sichttiefen im Gewässer einher, die schnell für die Badenutzung kaum noch tolerierbare Werte von unter einem Meter erreichen. Außerdem verändern Cyanobakterien das ökologische Gefüge im Wasser, da sie sich vor allem bei hohen Nährstoffkonzentrationen besonders gut gegen andere Phytoplanktontaxa durchsetzen können und aufgrund ihrer schlechten Fress- und Verwertbarkeit kaum vom Zooplankton genutzt werden können.

Die herausragendste Eigenschaft ist jedoch die Fähigkeit eine Vielzahl von Stoffwechsel-Sekundärmetaboliten zu produzieren, die für den lebensnotwendigen, primären Stoffwechsel nicht benötigt werden. Sie beinhalten Stoffe, die als Allelochemikalien, Antibiotika, Hormone und Toxine fungieren (CARMICHAEL 1992).

Allelochemikalien sind Stoffe, die das Wachstum anderer Lebewesen unterdrücken können. So sind z.B. negative Auswirkungen auf das Algenwachstum gefunden worden, was einen starken Einfluss auf die Konkurrenz zwischen den Taxa haben kann und die Dominanz der Cyanobakterien fördert.

Einige der Substanzen verursachen starke Geruchsbelästigungen oder Geschmacksbeeinträchtigungen des Wassers, was insbesondere bei der Trinkwassernutzung ein zusätzliches Problem darstellt. Ein besonderes Gefährdungspotential geht von der potentiellen Toxinproduktion der Cyanobakterien aus. Einige der produzierten Toxine gehören zu den stärksten Giften, die in der Natur vorkommen, so dass beim massiven Auftreten von Cyanobakterien Gesundheitsgefahren bei der Gewässernutzung bestehen. Auch Fische und Zooplankter können von den Toxinen betroffen sein.

Besondere Rätsel gab in der Vergangenheit vor allem die stark unterschiedliche Toxizität von Cyanobakterienmassenentwicklungen auf. Bis vor einigen Jahren ging man noch davon aus, dass

## Einleitung

die stärkste Toxinproduktion in der Absterbephase der Cyanobakterien stattfindet. Inzwischen haben neuere Forschungen gerade im Bereich der Toxinproduktion, Identifikation und Wirkung einen erheblichen Wissenszuwachs bewirkt. Immer noch nicht vollständig geklärt ist hingegen die Frage warum Cyanobakterien diese Stoffe bilden.

Die ökologische Anpassungsfähigkeit der Cyanobakterien macht auch eine Vorhersagbarkeit des Auftretens von Massenentwicklungen schwierig. Neben der Trophie spielen Nährstoffverhältnisse, die Stabilität der Wassersäule, das Zusammenspiel mit Zooplanktonentwicklungen und die Wetterbedingungen eine entscheidende Rolle, so dass lediglich Wahrscheinlichkeiten für die Ausbildung von Blüten abgeschätzt werden können. Das Auftreten des Cyanobakteriums *Planktothrix rubescens* im mesotrophen Ammersee hat diesbezüglich etliche Fragen aufgeworfen, da hier die Massenentwicklungen sogar verstärkt in einer Phase der Nährstoffverminderung (Oligotrophierung) aufgetreten sind.

Neben einem aktuellen wasserwirtschaftlichen Beispiel zur „Blaualgenproblematik“ am Altmühlsee werden die hier geschilderten Fragestellungen und Themen in den folgenden Fachbeiträgen detailliert und kompakt behandelt. Ein wichtiger Bestandteil sind die Ergebnisse aus den Forschungsprojekten des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft zur Oligotrophierung der oberbayerischen Seen und zur Cyanobakterienproblematik. Beiträge aus der Umwelttoxikologie und der universitären Forschung vervollständigen das Themenpaket. Die Artikel sind aus Vorträgen zu einer Informationsveranstaltung des LfW für Wasserwirtschafts- und Gesundheitsbehörden entstanden. Sie sind in sich abgeschlossen und können somit auch einzeln verwendet werden.

## Literatur

- Carmichael, W.W. 1992: Cyanobacteria secondary metabolites – the cyanotoxins. – J. Appl. Bacteriol. 72: 445-459.
- Van den Hoek, C., Mann, D.G. & Jahns, H.M. 1993: Algae – Einführung in die Phycology. - 2. Auflage Thieme 481pp.
- McGowan, S., Britton, G., Haworth, E. & Moss, B. 1999: Ancient blue-green blooms. – Limnol. Oceanogr. 44: 436-439.

## 2 Wasserwirtschaftliche Probleme mit Cyanobakterien - Fallbeispiel Altmühlsee

Dieter Krause, Wasserwirtschaftsamt Ansbach

### 2.1 Einleitung

Im Rahmen einer Maßnahme zur Strukturförderung für den Norden Bayerns wurde 1970 vom Bayerischen Landtag die Überleitung von Donauwasser in das niederschlags- und abflußärmere Maingebiet beschlossen. Dieser Wasserausgleich soll über den Main-Donau-Kanal stattfinden, über den jährlich zu Niedrigwasserzeiten ca. 125 Mio m<sup>3</sup> Wasser in das Main Einzugsgebiet gepumpt werden. Um auch bei niedrigen Abflüssen in der Donau weiterhin überleiten zu können, wurde zusätzlich die Seenüberleitung errichtet, die über eine Seenkette gespeicherte Altmühlhochwässer (ca. 25 Mio m<sup>3</sup>) abgeben kann. Die Seenüberleitung besteht aus dem Altmühlsee und dem eigentlichen Wasserspeicher, dem Großen Brombachsee mit seinen beiden Vorsperren. Der 1986 geflutete Altmühlsee bildet den Beginn (Kopfsee) in der Abfolge des Systems.



Abb. 1: Lage der Seenüberleitung Donau/Main („Fränkisches Seenland“)

### 2.2 Das Einzugsgebiet des Altmühlsees

Der Hauptzufluß des Altmühlsees, die obere Altmühl, durchfließt mit einer Lauflänge von 55 km das 532 km<sup>2</sup> großen Seeneinzugsgebiet (Einzugsgebiet obere Altmühl) bei nur 40 Metern Höhendifferenz insgesamt. Zwangsläufig zeichnet sie sich durch geringe Fließgeschwindigkeiten und besonders geringe Niedrigwasserabflüsse aus. Bei hohen Abflüssen dagegen bewirkt der weite, flache Talboden des Albvorlandes weitreichende und lang anhaltende Ausuferungen bereits bei mäßigen Hochwässern.

## Wasserwirtschaftliche Probleme mit Cyanobakterien - Fallbeispiel Altmühlsee

Das Einzugsgebiet ist landwirtschaftlich geprägt, 44 % der Fläche entfallen auf Ackernutzung, 25 % auf Grünland. In der unmittelbaren Aue überwiegt das Grünland, das jedoch durch massive Güllegaben erheblich zur Belastung der Oberflächengewässer beiträgt. Die diffusen Nährstoffeinträge aus der landwirtschaftlichen Nutzung im Einzugsgebiet führen unter diesen Voraussetzungen im Verein mit der Inanspruchnahme der Altmühl und ihrer Zuflüsse als Vorflut für das gereinigte Abwasser von zusammen 49.664 Anwohnern (48 überwiegend sehr kleine Kläranlagen) zu starken Eutrophierungserscheinungen in der Altmühl selbst und in den von ihr maßgeblich gespeisten Seen, insbesondere im Altmühlsee als Kopfsee des Systems.

An den rund 45.000 – 50.000 kg/a Gesamtphosphor, die noch vor 25 Jahren die Jahresfracht der Altmühl oberhalb des Altmühlsees (= obere Altmühl) ausmachten, waren die Einträge aus Punktquellen noch zu mehr als der Hälfte beteiligt. Die Beschränkung der Phosphatgehalte von Waschmitteln 1986 (P-Höchstmengenverordnung) führte in der Altmühl zu einer Halbierung der Phosphorfrachten (vgl. Abb. 2) und einer Verschiebung des Schwerpunkts der Belastung in Richtung diffuse Quellen. Im Falle der Stickstoff-Fracht (rd. 660.000 kg/a N/a) lag das Hauptgewicht mit über 90 % bereits zuvor eindeutig auf der Seite der diffusen Einträge.

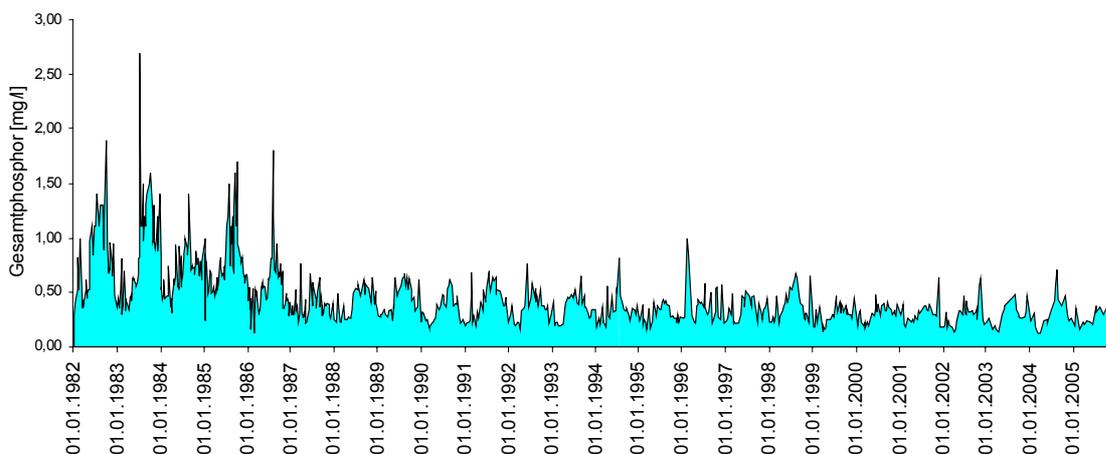


Abb. 2: Gesamtphosphor-Konzentrationen in der Altmühl (Pegel Thann) 1982-2005

### 2.3 Maßnahmen zur Therapie des Altmühlsees

Seit nunmehr zwei Jahrzehnten laufen Bemühungen zur Sanierung des Einzugsgebiets der oberen Altmühl. Auf der Grundlage eines 1991 gefertigten Gutachtens wurde ein Maßnahmenkatalog aufgestellt, der darauf abzielte, die in den Jahren 1986-1990 durch Verbesserungen in der Abwasserreinigung und die Phosphat-Höchstmengenverordnung deutlich (Phosphor) bzw. nur wenig (Stickstoff) verringerten Nährstoff-Frachten weiter um die Hälfte zu reduzieren.

### Punktuelle Quellen:

Bei Planungen zur Abwasserreinigung wurde das Einzugsgebiet der Oberen Altmühl als Vorranggebiet behandelt. Der Bedarf an Verbesserungen bzw. Erweiterungen, wie er zum Erreichen einer Halbierung der Nährstoff-Fracht nötig wäre, wurde als Zielvorgabe genommen. In diesem Rahmen sollten an 50 % der vorhandenen Kläranlagenkapazität Verbesserungen bzw. Erweiterungen erfolgen, an ca. 30 % Maßnahmen zum Nährstoffrückhalt.

Diese Vorgaben waren Ende 2004 bereits zu über drei Viertel erfüllt. Wie aus Abb. 3 ersichtlich, konnte durch die vorzugsweise Berücksichtigung von Maßnahmen im Seeneinzugsgebiet in den Jahren 1995 bis 2005 eine erhebliche Steigerung im Ausbau zentraler Kläranlagen erreicht werden. Von 1985 bis 2005 wurden an Kläranlagen im Einzugsgebiet mit einer Kapazität von 36.000 Einwohnerwerten Sanierungen durchgeführt oder diese durch Neubau zusätzlich geschaffen. Zum aktuellen Stand sind von den rund 50.000 Einwohnern im Einzugsgebiet 48.500 zentral entsorgt. Damit ist ein Anschlussgrad von 98 % erreicht. Die Gesamtkosten für den Ausbau der Abwasserreinigung im Einzugsgebiet der oberen Altmühl in den Jahren 1985 bis 2005 betragen rund 98,1 Mio. €.

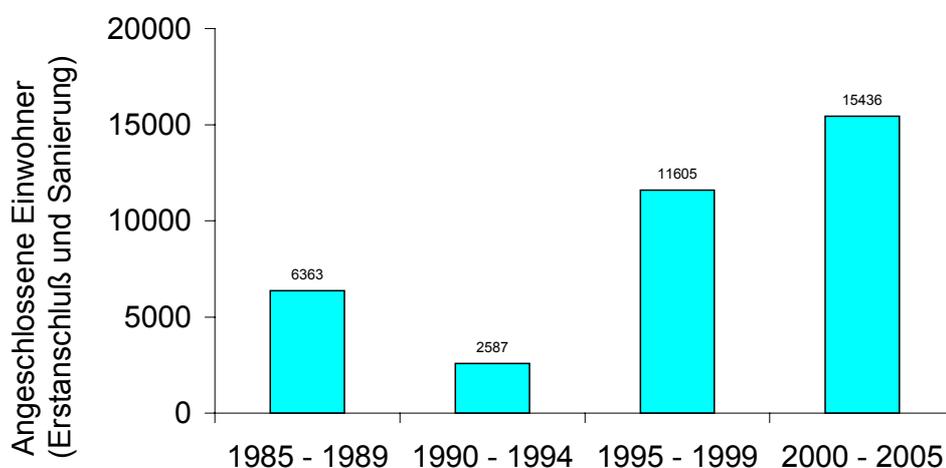


Abb. 3: 5-Jahres-Werte der neu geschaffenen oder sanierten Kläranlagen-Kapazitäten (Ausbaugröße) im oberen Altmühleinzugsgebiet

### Diffuse Einträge:

Als Grundlage für Maßnahmen zur Verringerung der diffusen Nährstoffeinträge wurden im Einzugsgebiet der Oberen Altmühl nach den Empfehlungen von MOLLENHAUER & WOHLRAB 1990 die Hauptstandortzonen nach ihrer Gefährdung bezüglich eines Stoffeintrags ins Gewässer kartiert.

Anhand dieser Kartierung konnten in den Jahren 1992 – 1995 im Rahmen des Leader I Programms mit den Landwirten gezielt Verträge über eine gewässerschonende Landwirtschaft



Die weitere Sanierung des Einzugsgebiets wird also – zumindest auf absehbare Zeit – nicht zu Erfolgen führen können, die die Nährstoffbelastung in der Altmühl und im Altmühlsee auf ein Niveau drosseln, das ohne Konfliktpotential für die Nutzung des Sees sein wird.

### 2.4 Unterstützende Restaurierungsmaßnahmen

Nach mehreren Jahren kritischer Güteverhältnisse am See kam es im Jahr 2001 mehrfach innerhalb der Hauptbadesaison zur Verhängung eines Badeverbots. Kritisch war dabei der hohe Anteil an potentiell toxischen Cyanobakterien am Gesamtphytoplankton. Private und öffentliche Investitionen am See schienen gefährdet und es entstand ein öffentlicher Druck, der erstmals Bereitschaft bei den betroffenen Verbänden und sonstigen Beteiligten wachsen ließ, die von der Wasserwirtschaftsverwaltung angeratenen Maßnahmen umzusetzen.

Eine kurzfristige Verbesserung der im Hinblick auf die Freizeitnutzung akut kritischen Situation am Altmühlsee kann - wenn überhaupt - unter den genannten Rahmenbedingungen nur über Maßnahmen der Seenrestaurierung versucht werden. Für derartige Maßnahmen bietet der Altmühlsee aber nur zu einem geringen Grad Ansatzpunkte: Seine derzeitige Trophielage ist nach LAWA (2001) mit poytroph 2 zu beschreiben (LAWA-Index = 4,2). Hier spiegelt sich die Lage des Gewässers als Kopfsee des Überleitungssystems wieder, der unmittelbar vom Nährstoffzufluss aus der Altmühl betroffen ist. Gleichzeitig weist er mit einer mittleren Tiefe von nur 2 Metern und einem Verhältnis von Seefläche zu Einzugsgebietsfläche von 1:118 besonders ungünstige morphologische Voraussetzungen auf. Es resultiert daraus eine hohe Algenproduktion und eine massenhafte Vermehrung von Friedfischen, speziell der Brachse (*Abramis brama*). Im Jahr 2000 gingen auf diese Fischart im Mittel 78,6 % aller Individuen bei Einheitsfängen zurück (Stellnetzfischerei). Der Anteil der Zooplanktonorganismen an der Nahrung der Brachsen war bei den jungen Individuen naturgemäß sehr hoch (6-13 cm Körperlänge: 100 %; 19-27 cm: 95 %), lag aber selbst oberhalb von 43 cm Körperlänge noch bei 58 %. Der restliche Anteil bestand weitestgehend aus Bodentieren (Benthos), wurde also aus dem Sediment gewühlt. Durch den übermäßigen Fraßdruck auf das Zooplankton verhindern die Weißfische jeden Ansatz einer biologischen Kontrolle des Algenwachstums, wodurch das Wasser stark eintrübt (vgl. Abb. 5a). Einen gleichgerichteten Effekt hat die wühlende Tätigkeit der übrigen Population, die Sediment aufwirbelt und aktiv zur Resuspension von Nährstoffen beiträgt (vgl. Abb. 5b).

Die hohen sommerlichen Algendichten führen zur Aufzehrung des anorganischen Stickstoffs. Die Algen limitieren ihr eigenes Wachstum, gleichzeitig aber können sie durch ihre Assimilationstätigkeit eine hohe Alkalinität (> pH 9) verursachen. Dies löst im Verein mit ungünstigen Sauerstoffverhältnissen in der Sediment-Wasser-Kontaktzone (redoxabhängige Phosphor-Freisetzung) eine massive Phosphorrücklösung aus dem Sediment aus (alkalische Phosphor-Freisetzung). Der rückgelöste Phosphor vergrößert den Pool an gelöstem Phosphor, der eigentlich im Juli nahezu

## Wasserwirtschaftliche Probleme mit Cyanobakterien - Fallbeispiel Altmühlsee

aufgebraucht ist, da in den Sommermonaten ohne Hochwasser kein Zufluss zum See stattfindet, erneut ganz erheblich. Es kommt also ohne weiteren Import zu einer massiven Aufhöhung der

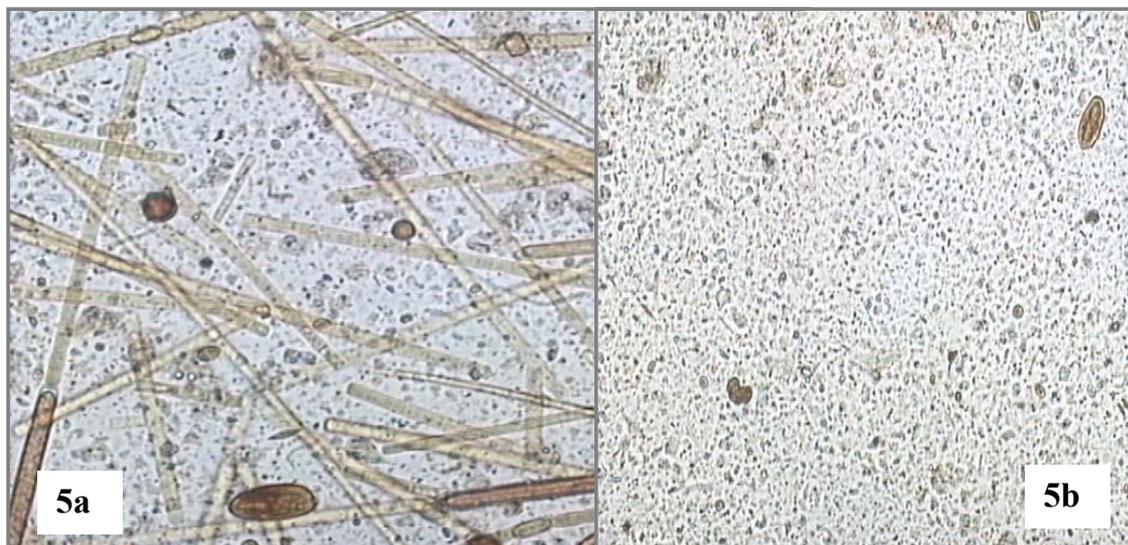


Abb. 5: Starke Eintrübung des Freiwassers im Altmühlsee durch Sedimentpartikel im Verein mit einer Algenblüte (Abb. 5a) und ohne wesentliche Beteiligung von Algen (Abb. 5b)

Konzentration an gelöstem Phosphor im See (vgl. Abb. 6). Davon profitieren Stickstoff fixierenden Blaualgen (Cyanobakterien), die nicht auf Ammonium oder Nitrat als Substrat angewiesen sind. Es kommt zur Massenvermehrung dieser Algen im Altmühlsee (vornehmlich *Aphanizomenon flos-aquae*). Sowohl die Eintrübung des Gewässers durch Cyanobakterienzellen und Sedimentpartikel (Sichttiefe) als auch die potenzielle Toxizität vieler Cyanobakterien-Stämme führen zu Konflikten mit den Vorgaben für Badegewässer (vgl. EU-Badegewässer-Richtlinie bzw. Bayer. Badegewässerrichtlinie).

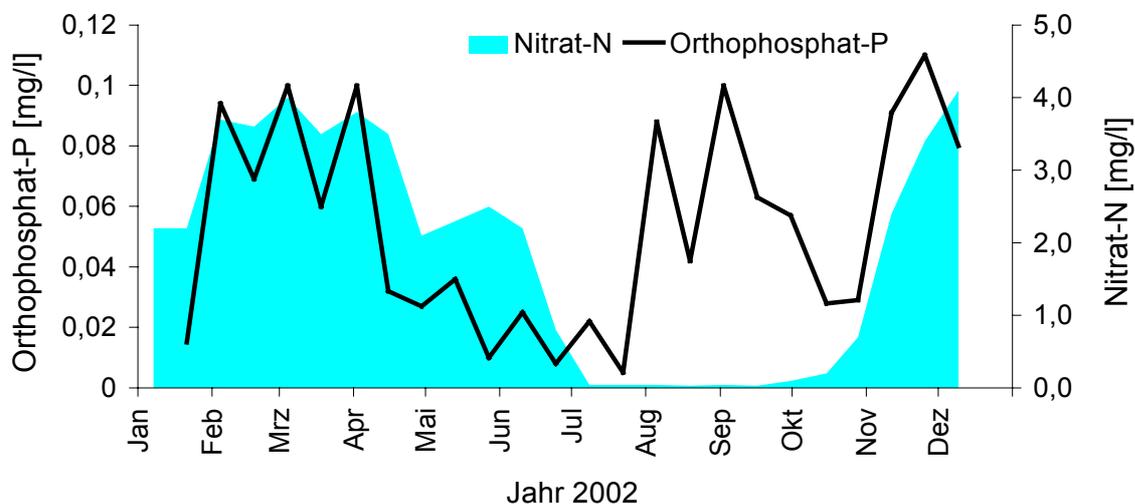


Abb. 6: Saisonaler Verlauf der Orthophosphat-P- und Nitrat-N-Konzentrationen im Altmühlsee

Auch wenn der Erfolg einer Restaurierungsmaßnahme, also eines Eingriffs in den See selbst, aufgrund der genannten Vorbedingungen maximal im Erreichen eines moderaten eutrophen Zustands liegen kann, so musste doch zur Sicherung der von hohen öffentlichen und privaten Investitionen getragenen Freizeitnutzung der Versuch einer Seenrestaurierung unternommen werden, mit folgenden klar definierten Zielen:

- Erhöhung der Sichttiefe durch Verringerung des Algenwachstums
- Reduktion der Resuspension von Sediment durch wühlende Friedfische
- Verringerung der Blaualgendominanz in den Sommermonaten durch verbesserte Lichtbedingungen (es handelt sich vielfach um Arten, die an Schwachlicht adaptiert sind) und kürzere Phasen einer Stickstofflimitierung des Algenwachstums
- Aufwachsen von Makrophyten in den Flachbereichen zur Stabilisierung der Sedimente und Verminderung der Dominanz planktischer Algen

### **Biomanipulation**

Altmühlwasser gelangt nur in Zeiten hoher Abflüsse in den Altmühlsee (er liegt im Seitenschluss zur Altmühl), so dass kein dosierter Eingriff im Zulaufbereich möglich ist. Ungeachtet dessen liegt die rechnerische Wassererneuerungszeit aufgrund der Einzugsgebietsgröße und der Beckenmorphologie aber deutlich unter einem Jahr. Unter diesen Voraussetzungen bleiben nahezu alle bekannten Therapieverfahren ohne Wirkung bzw. ihre Anwendung scheidet am Altmühlsee von vorne herein aus. Erfolg bzw. zumindest ein Teilerfolg kann nur von einem einzigen Verfahren erwartet werden, der Biomanipulation (Nahrungskettensteuerung). Der Eingriff in die Nahrungskette erfolgt dabei in Form einer Verringerung des Friedfischanteils und/oder einer Erhöhung des Raubfischanteils.

Im Altmühlsee bedeutet dies zunächst eine massive Reduktion der Brachse (*Abramis brama*). Als sogenannter Friedfisch ernährt sie sich von Planktontieren (Planktivorie) und Bodentieren (Benthivorie), die sie aus dem Seegrund wühlt. Dagegen ist ein Raubfischbesatz derzeit nicht nötig (ein guter Zanderbestand ist aktuell vorhanden) bzw. möglich, da ein erfolgreicher Besatz mit Hechtbrut an der fehlenden Strukturierung im Bereich des Litorals scheitert. Ein wesentliches Strukturelement würden hier Wasserpflanzen (Makrophyten) bilden, die bei der geringen Transparenz des Wassers aber noch nicht aufkommen können.

Die Abschätzung des Brachsenbestandes im See nach HANSON & LEGGETT (1982) ergab für das Jahr 2000 (bis zu diesem Zeitpunkt erfolgte keinerlei Bestandsregulierung) eine Biomasse von ca. 100–135 to. Die Ernährungsweise der Brachse war zu diesem Zeitpunkt in allen Altersgruppen zu einem wesentlichen Teil planktivor (planktivorer Anteil nach SCHRENK-BERGT et al. (2004) im Jahr 2000: 87,5 % der Individuenzahl bzw. 71,2 % der Biomasse). Der gewaltige Fraßdruck, den die Brachse auf das Zooplankton ausübt, lässt sich anhand der Körpergröße der erwachsenen Wasserflöhe der Gattung *Daphnia* abschätzen. Diese wichtigen Filtrierer reagieren im Altmühlsee

## Wasserwirtschaftliche Probleme mit Cyanobakterien - Fallbeispiel Altmühlsee

auf den gröbenselektiven Fraßdruck der Fische damit, dass die Weibchen bereits mit sehr geringen Körpergrößen (im Mittel 1,3 mm) eiertragend werden, im Extremfall sogar bereits ab 0,7 mm (Beispieljahr 1996), was beides deutlich unter der üblichen Spanne von 1,6 – 2,0 mm liegt. Eine effektive Kontrolle des Phytoplanktonwachstums durch das filtrierende Zooplankton zu Zeiten, in denen fressbare Algen das Plankton dominieren, ist damit nicht mehr möglich. Gleichzeitig führt das von den Brachsen bei der Nahrungssuche aufgewirbelte Sediment zu einer Resuspension von sedimentiertem Material und damit zur Eintrübung des Wassers über das Maß hinaus, das durch hohe Algendichten und zeitweise windinduzierte Turbulenz auftritt.

Dem Ansatz einer Biomanipulation im Altmühlsee lag der Versuch zugrunde, nach der Theorie der Bistabilität von Flachseen (SCHEFFER 1990) durch eine massive Reduktion der Weißfische eine deutliche Erhöhung der Transparenz in der Wassersäule zu erreichen, die das Wachstum höherer Wasserpflanzen (Makrophyten) in bestimmten Arealen des Sees ermöglicht. Die dabei reduzierte Planktondominanz sollte gleichzeitig Phasen der Stickstofflimitierung und damit der Massenentwicklung von Cyanobakterien unterbinden. Aufgrund der extremen Trophielage des Altmühlsees konnte über die Erfolgsaussichten einer Nahrungskettensteuerung (Biomanipulation) allerdings erst nach der Durchführung eines Vorversuchs entschieden werden. Es war zu klären, ob eine Sichttiefenerhöhung bei drastisch reduziertem Friedfischbestand zu erwarten ist, und ob unter den anzustrebenden Bedingungen im Uferbereich Makrophytenwachstum möglich wäre.

### Vorversuch

Zur Klärung der genannten Fragen dienten zwei je 1 Hektar große, mittels PVC-Folienwänden abgetrennte Bereiche des Sees, aus denen alle Friedfische – soweit möglich – im Frühjahr entnommen wurden (siehe Abb. 7). In diesen Enclosures wurden Wasserpflanzen (*Myriophyllum spicatum* und *Potamogeton pectinatus*) in definierten Tiefen (60, 120, 180 cm) an Bojen verankert eingesetzt. (Einer der beiden Enclosures riss sehr früh mehrfach durch Winddruck auf, so dass dort eindringende Fische die abweichende Entwicklung deutlich abschwächten. Die Abb. 8 und 9 zeigen das Ergebnis des Vorversuchs exemplarisch an dem länger intakt gebliebenen Enclosure. Im Vergleich zu Kontrollstellen außerhalb der Enclosures war festzustellen, dass:

- die Sichttiefen innerhalb des (intakten) Enclosure beim 1,2 (einmalig 0,7) - 4,0-fachen der außerhalb gemessenen Werte lagen (im beschädigten enclosure lagen sie um das 1,0 – 2,7-fache über den Werten außerhalb), (vgl. Abb. 7).
- die Chlorophyll a-Konzentrationen zwar inner- und außerhalb um ein ähnliches Mittel schwankten, extreme Maxima über 0,15 mg/l Chlorophyll a aber innerhalb (der beiden Enclosures) nur einmal zu Beginn auftraten, dagegen außerhalb über den ganzen Versuchszeitraum häufig waren (Abb. 8). Eben diese Maxima gehen durchweg auf eine übermäßige Entwicklung von Blaualgen zurück.

Darüber hinaus wuchsen die eingesetzten Wasserpflanzen in allen drei Tiefenstufen in beiden Enclosures problemlos an.

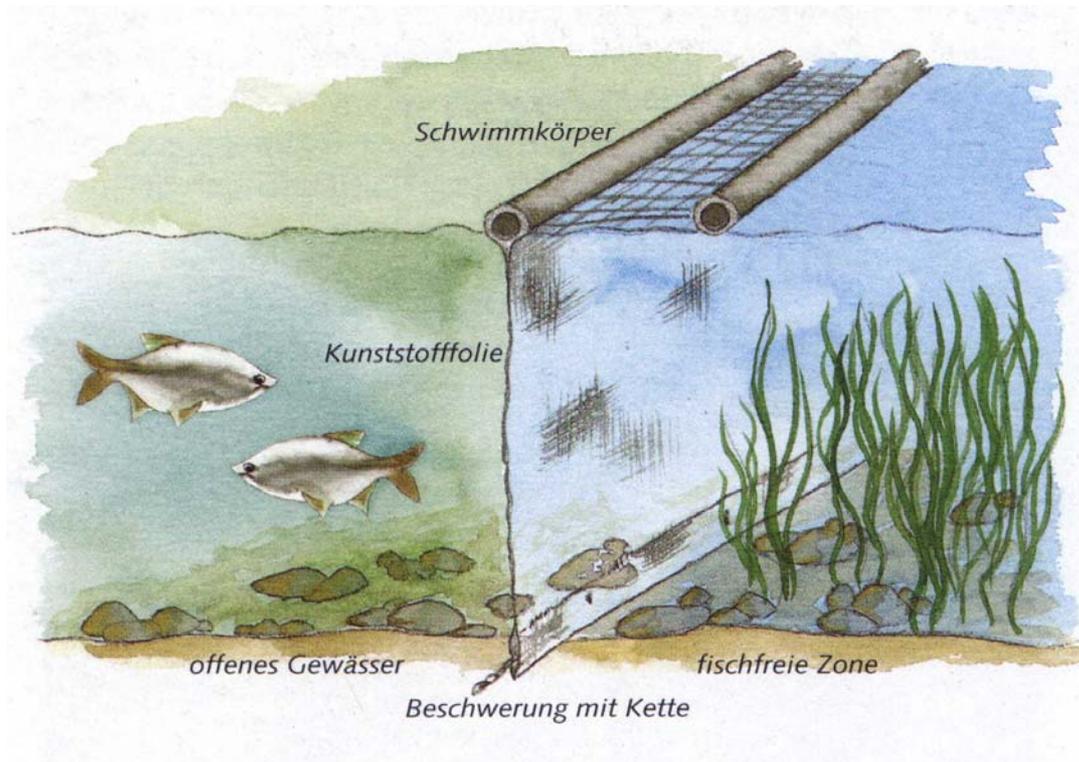


Abb. 7: Schematische Darstellung der Anordnung der Enclosure-Folie im See und Skizzierung der vermuteten Zustände innerhalb (Klarwasser) und außerhalb (Algentrübe)

Aus dem Ergebnis des Vorversuch konnte abgeleitet werden, dass sich mit einer massiven Reduktion der Friedfische im Altmühlsee eine deutliche Steigerung der Sichttiefe ebenso wie eine Reduktion der Blaualgenmaxima erreichen lässt und dass ein Wachstum von Makrophyten in flacheren Bereichen ermöglicht wird.

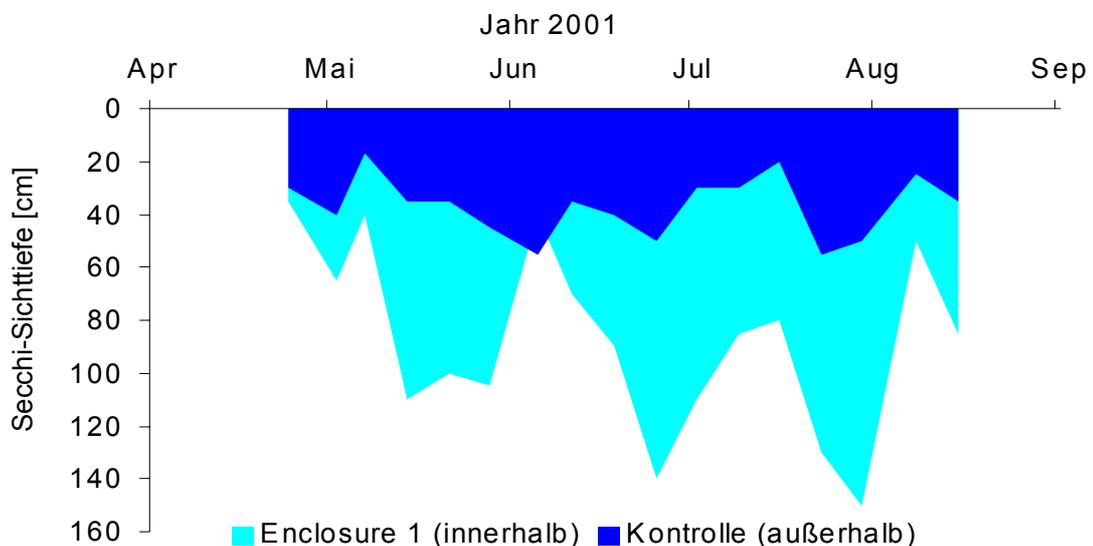


Abb. 8: Sichttiefen innerhalb eines Versuchsansatzes („Enclosures“) und an der Kontrollstelle (außerhalb)

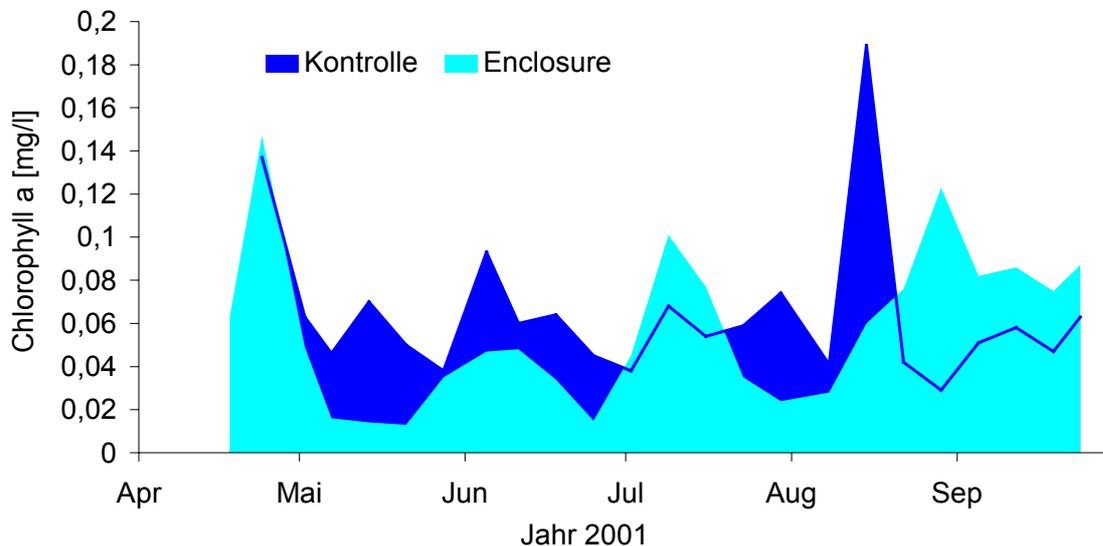


Abb. 9: Chlorophyll a-Werte außerhalb und innerhalb des Enclosure-Versuchsansatzes

**Durchführung der Nahrungskettenmanipulation**

Gestützt auf die Ergebnisse des exclosure-Versuchs wurden ab 2002 massive Abfischungen der Brachsenbestände am Altmühlsee durchgeführt. Der ebene Seeboden begünstigt eine Form der Fischerei, die besonders wirkungsvoll für diesen Zweck eingesetzt werden kann, die Zugnetzfisherei. Dabei handelt es sich um eine aktive Fangmethode, bei der zwei mehrere hundert Meter lange Netzflügel mit zentralem Netzbeutel in voller Länge ausgespannt in den See eingebracht werden und mittels zweier Trommeln aktiv halbkreisförmig in Richtung Ufer gezogen und aufgespült werden. Der Fang sammelt sich schließlich im Netzsack. Die Zugnetzfisherei ist derart schonend, dass alle Tiere unverletzt bleiben und auch zurückgesetzt werden können, was zur Abtrennung der Edelfische wesentlich ist. Die Methode wurde seit 2002 im Frühjahr und/oder im Herbst angewandt. Die erzielten Ergebnisse der Abfischungen der Einzeljahre sind in Abb. 10 dargestellt. Die für 2004 angegebenen 25,3 to stellen die Summe aus einer Frühjahrs- und einer Herbstbefischung dar. Die Frühjahrsaktion musste aufgrund geringer Fänge im Herbst wiederholt werden.

Die Fänge waren klar von der Brachse dominiert (ca. 80 % der Biomasse, ca. 93 % der Individuenzahl; Beispieljahr 2003). Zweithäufigste Art war stets der Zander. Alle Raubfische wurden unmittelbar in den See zurückgesetzt.

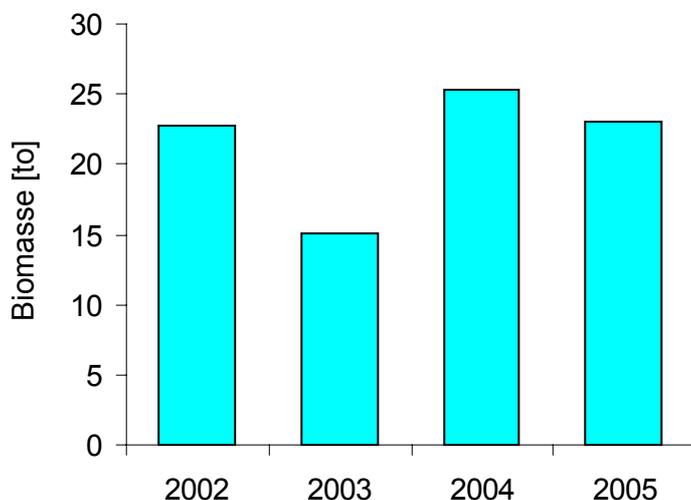


Abb. 10: Fangmengen (Brachsen) der Befischungen am Altmühlsee

### Auswirkungen der Befischung

Für die beiden mittelfristig erreichbaren Ziele der Restaurierungsmaßnahme am Altmühlsee, der Erhöhung der Sichttiefe und der Verringerung der Blaualgendominanz, ergeben sich erste Hinweise auf eine Verbesserung:

Für eine Entwicklung hin zu höheren Sichttiefen sind nach HANSON & LEGETT (1982) Fischdichten von 20 – 50 kg/ha (für den Altmühlsee: 9 – 22,5 to Biomasse gesamt) bei einem Raubfischanteil von mindestens 40 % anzustreben (im Altmühlsee waren es vor der Befischung max. 20 %). Nach den gleichen Autoren lässt sich die Biomasse der planktonfressenden Fische vor der ersten Abfischung im Altmühlsee mit etwa 250 – 300 kg/ha abschätzen, was einer Biomasse von 100 - 135 to entspricht. Die Literaturwerte zeigen, dass mit einer Sichttiefenerhöhung erst nach Durchführung mehrerer Befischungen zu rechnen ist, wenn die Einzelmaßnahme nicht einer totalen Abfischung entspricht, wie sie in der Teichwirtschaft üblich ist. Die tatsächliche Entwicklung im Altmühlsee bestätigt diese Einschätzung: Bis ins Jahr 2004 gab es keine signifikante Änderung der mittleren Sichttiefe gegenüber den Jahren vor der ersten Befischung 2002. In der Saison 2005 hingegen konnte nach der bisher letzten Aktion und dem damit verbundenen Anstieg der abgefischten Gesamt-Brachsen-Biomasse auf ca. 86 to erstmals eine anhaltende Steigerung der Transparenz des Wassers festgestellt werden. Im Jahr 2004 wurde damit begonnen, in der Badesaison Sichttiefemessungen (Secchi-Scheibe) im Abstand von wenigen Tagen durchzuführen, und diese Praxis wurde auch 2005 beibehalten, so dass engmaschige Daten vorliegen. Abb. 11 zeigt den Vergleich der Secchi-Werte aus den Jahren 2004 und 2005. Man erkennt vor allem in der ersten Hälfte der Badesaison erheblich höhere Sichttiefen im Jahr 2005. In der zweiten Junihälfte und im gesamten August wird das Bild unklarer, zurückzuführen auf die für diese Jahreszeit ungewöhnlich hohen Windgeschwindigkeiten im Verlauf einer anhaltenden Schlechtwetterphase im Jahr 2005, die ab Windstärken von etwa 5 Beaufort zu einer massiven

# Wasserwirtschaftliche Probleme mit Cyanobakterien - Fallbeispiel Altmühlsee

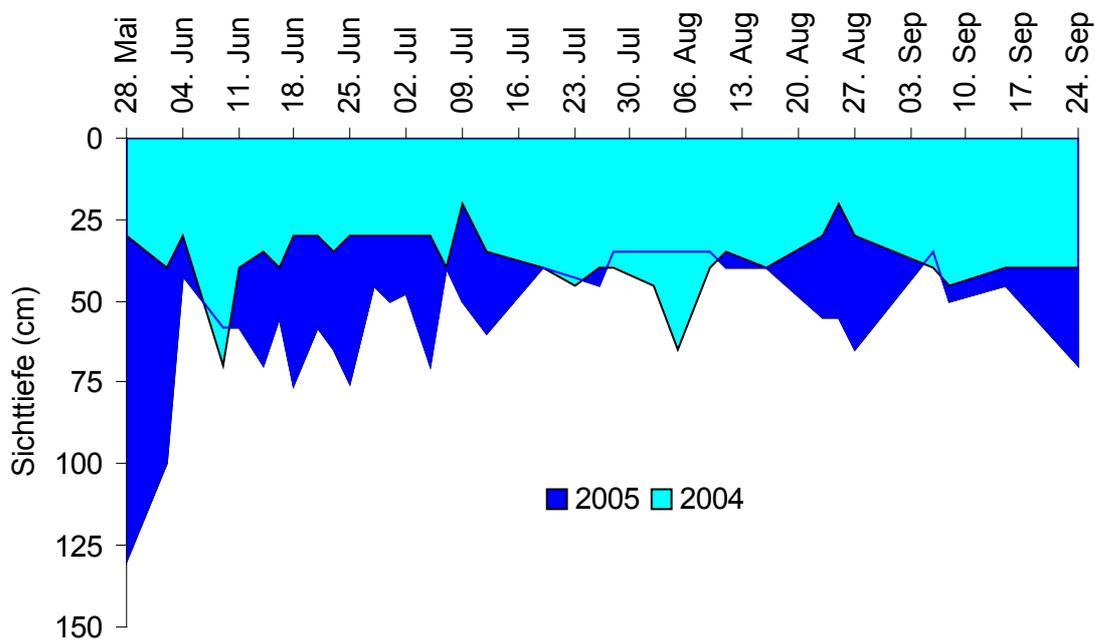


Abb. 11: Vergleich der Sichttiefen aus dem Zeitraum Mai bis September 2004 bzw. 2005

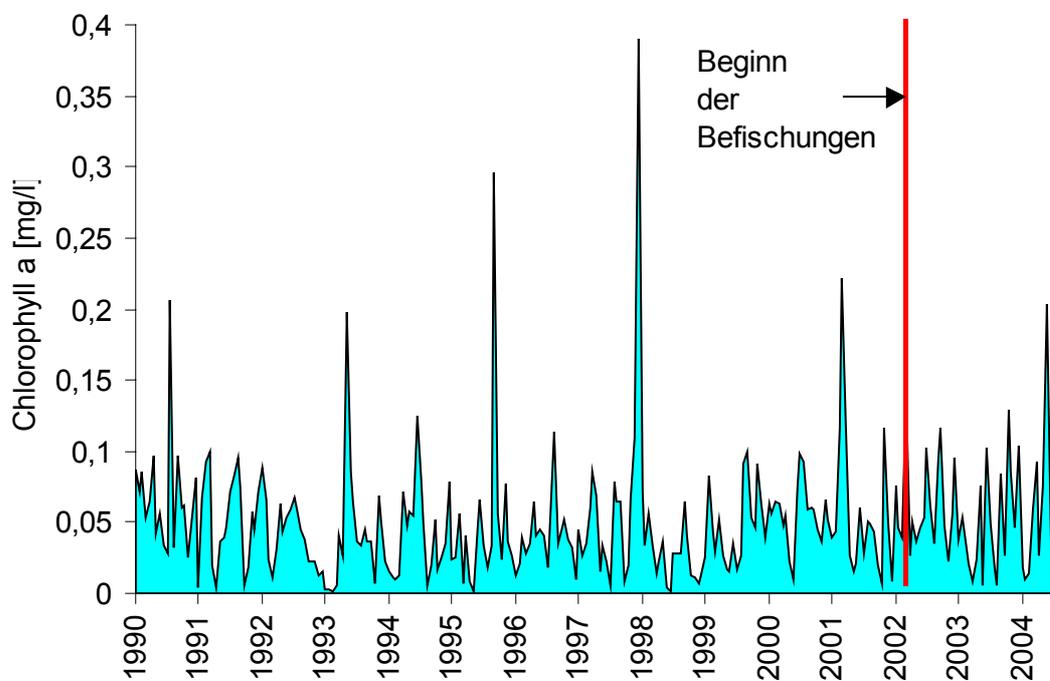


Abb. 12: Die Chlorophyll a-Konzentrationen im Altmühlsee seit 1990

Sedimentresuspension führten. Im windärmeren September sind dann wiederum 2005 deutlich höhere Sichttiefen festzustellen. Im Gegensatz zu den Vorjahren sind außerhalb der windinduzierten Verringerung der Sichttiefe weitestgehend Werte um 50 cm und darüber anzutreffen. Neben dem direkten Vergleich der Secchi-Werte zeigt das makroskopische Bild der Wassersäule im Altmühlsee (keine milchige Trübe wie in den Vorjahren) und auch das mikroskopische, dass diese Verbesserung auf einen entscheidend geringeren Anteil an aufgewirbeltem, unbelebtem Material zurückgeht, nicht hingegen auf eine wesentliche Verringerung der Phytoplanktonbiomasse. Ein erniedrigter mittlerer Chlorophyll a-Gehalt ist nicht zu erwarten (vgl. Abb. 12).

War also die Gesamtmenge der Algen mehr oder minder unverändert hoch, so gab es doch eine erhebliche Änderung im prozentualen Anteil der Cyanobakterien an der Phytoplanktonbiomasse. Unabhängig von Unterschieden in den Einzeljahren konnte insgesamt ein deutlich niedrigerer Anteil an Cyanobakterien festgestellt werden als im letzten Jahr vor der Befischung (vgl. Abb. 12). Einer Fortsetzung des Trends der vorangegangenen Jahre hin zu immer höheren Chlorophyll a-Maxima, (insbesondere verursacht durch Blaualgen) konnte erfolgreich begegnet werden.

Wesentliche, gerichtete Änderungen im Zooplankton sind dagegen bisher nicht belegt: Erhöhte Abundanzen der wichtigsten Algenfiltrierer, der Daphnien (*Daphnia galeata*), wie sie im Frühsommer 2003 auftraten (Verdoppelung gegenüber den Vorjahren), konnten in den Folgejahren nicht mehr beobachtet werden.

### 2.5 Schlussfolgerung

Mit der am Altmühlsee begonnenen Maßnahme der Biomanipulation (Abfischung von bisher ca. 86 to Friedfischen) gehen wesentliche, für die Nutzung des Sees positive Veränderungen in der saisonalen Entwicklung des Planktons und der Fischfauna in den letzten vier Jahren einher. Diese Entwicklungen gibt Anlaß, in der Befischung des Friedfischbestands eine wesentliche Maßnahme zur Verringerung der Auswirkungen der Eutrophierung eines Flachsees zu sehen. Wie der Fall Altmühlsee zeigt, kann dadurch der schleppende Fortschritt einer Einzugsgebietsanierung auch in hocheutrophen Systemen wirkungsvoll unterstützt werden.

So konnte die Eintrübung des Wassers

- durch Sediment, das von Friedfischen bei der Nahrungssuche aufgewirbelt wird, durch die Abfischung erheblicher Friedfischmengen deutlich reduziert werden. Die stets unter Beteiligung von aufgewirbeltem, unbelebtem Material verursachten absoluten Minima der Sichttiefe der früheren Jahre von lediglich 20 bis 40 cm waren im Jahr 2005 nicht mehr zu beobachten.
- durch hohes Phytoplanktonwachstum bisher nicht wesentlich reduziert werden. Die Reduktion der Sichttiefe unter 40 cm allein durch massives Algenwachstum war jedoch nicht zu beobachten. Jede weitere Abnahme war vielmehr stets mit hohen Schwebstoffmengen verbun-

## Wasserwirtschaftliche Probleme mit Cyanobakterien - Fallbeispiel Altmühlsee

den. Die nächsten Jahre werden zeigen, ob eine Verschiebung in den Größenverhältnissen beim herbivoren Zooplankton und Fortschritte bei der Einzugsgebietssanierung hier Verbesserungen bringen können.

- durch aufgewirbeltes Sediment im Verlauf von sommerlichem Tiefdruckwetter ab Windstärken um etwa 5 Bft durch die Maßnahme nicht direkt beeinflusst werden. Für die Freizeitnutzung ist eine Verringerung der Sichttiefe während Schlechtwetterphasen allerdings weniger relevant. Die Windgeschwindigkeiten, ab denen eine Eintrübung am Altmühlsee zu beobachten war, lagen deutlich höher, als die von SCHEFFER (1990) theoretisch postulierbaren. Zudem gibt es erste Hinweise darauf, dass Sedimente, die nicht durch die Aktivitäten wühlender Fische beeinträchtigt werden, sich gegenüber Windeinflüssen stabiler verhalten.

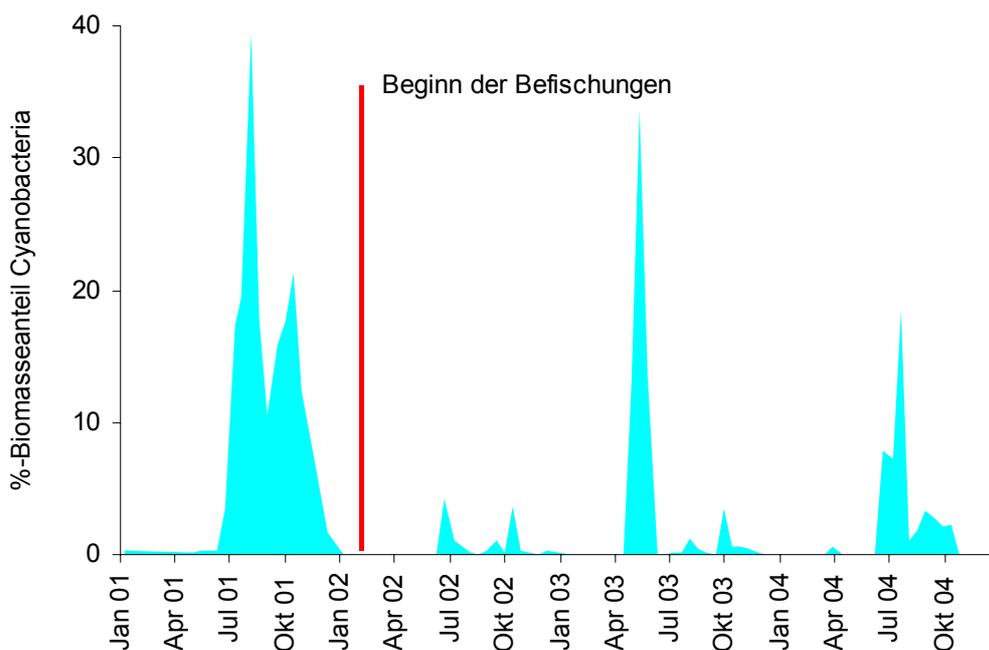


Abb. 13: Anteil der Cyanobakterien an der Gesamtphytoplankton-Biomasse

## Wasserwirtschaftliche Probleme mit Cyanobakterien - Fallbeispiel Altmühlsee



Abb. 14: Durchführung der Zugnetzfisherei am Altmühlsee



Abb. 15: Fang aus der Zugnetzfisherei am Altmühlsee

### 2.6 Literatur

- HANSON, J. M. & LEGGET, W. C. 1982: Empirical prediction of fish biomass and yield.- *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39: 257-263.
- LAWA – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 2001: Gewässerbewertung – stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für die Trophieklassifizierung von Talsperren. Kulturbuch-Verlag, Berlin, 35 S.
- MOLLENHAUER, K. & WOHLRAB, B. 1990: Strategien zur Reduzierung des bodennutzungsbedingten Stoffeintrags in Trinkwassertalsperren.- Schriftenreihe Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen Nr. 46, 24 S.
- SCHEFFER, M. 1990: Ecology of shallow lakes. Chapman & Hall, London, 357 S.
- SCHRENK-BERGT, C., KRAUSE, D., PRAWITT, O., LEWANDOWSKI, J. & STEINBERG, C. E.W. 2004: Eutrophication Problems and their Potential Solutions in the Artificial Shallow Lake Altmühlsee (Germany).- *Studia Quaternaria* 21, S. 73-86.

# 3 Gesundheitliche Bedeutung von Cyanobakterientoxinen in Badegewässern

Hermann Fromme, Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit,  
Sachgebiet Umweltmedizin

## 3.1 Einleitung

Cyanobakterien (Blaualgen) können eine Vielzahl toxisch wirkender Substanzen bilden. Diese werden im Zellkörper gespeichert und bei der Lyse der Zelle, etwa im Rahmen der normalen Absterbeprozesse freigesetzt. In der Tab. 1 ist eine Auswahl der wichtigsten, heute bekannten Toxine, die von Blaualgen gebildet werden, zusammengestellt. Zum Teil hat ihre Struktur erforscht, und ihre toxischen Effekte sind noch nicht immer abschließend geklärt.

Toxin	Toxinbildner
Microcystine	<i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Anabaena flos-aquae</i> , <i>Planktothrix</i> , <i>Nostoc</i>
Nodularin	<i>Nodularia spumigena</i>
Cylindrospermopsin	<i>Cylindrospermopsis</i> , <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> , <i>Umezakia</i>
Anatoxin-a	<i>Anabaena flos-aquae</i> , <i>Microcystis</i> , <i>Planktothrix agardhii</i> , <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> , <i>Phormidium</i>
Anatoxin-a(s)	<i>Anabaena flos-aquae</i>
Saxitoxin (Aphanotoxin I)	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> , <i>Anabaena flos-aquae</i>
neoSaxitoxin (Aphanotoxin II)	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> , <i>Anabaena flos-aquae</i>
Cyanoviridin RR, Microviridin	<i>Microcystis viridis</i>
Nostocyclophan D	<i>Nostoc linckia</i>
unbenanntes Indolocarbazol	<i>Nostoc sphaericum</i>
Acutiphycin und Didehydro-acutiphycin	<i>Oscillatoria acutissima</i>

Tab. 1: Blaualgen und ihre Toxine

## 3.2 Gesundheitliche Aspekte der Blaualgentoxine

Bei der Abschätzung der Bedeutung der durch Blaualgen bzw. Blaualgenmassenentwicklungen in Badegewässern vermittelten Gesundheitsgefahren müssen folgende wesentliche Wirkungsbereiche unterschieden werden:

- Geruchliche und geschmackliche Beeinträchtigungen,
- allergische Reaktionen,
- Haut- und Schleimhautreizungen,
- Beschwerden im Bereich des Verdauungstraktes,
- systemische Wirkungen auf einzelne Organe (z.B. Leber, Nervensystem).

### 3.2.1 Geruchliche und geschmackliche Beeinträchtigungen

Blualgen bilden eine Vielzahl von Stoffwechselprodukten, die z.B. beim Absterben der Population freigesetzt werden und die schon in sehr geringen Konzentrationen als eventuell unangenehme geruchliche und/oder geschmackliche Beeinträchtigungen wahrgenommen werden. Es handelt sich insbesondere um Substanzen aus der Gruppe der Terpene (z.B. Geosmin, Methylisoborneol, Cyclocitral) und Aldehyde (z.B. Hexanal, Heptanal, Heptadienal) sowie bisher chemisch nicht charakterisierte Stoffe. Es kann dabei unter Umständen eine erdige, muffige, fischige, ranzige oder gurkenartige Geruchsqualität empfunden werden. Die Wahrnehmungsschwelle für algenbürtige Geruchs- und Geschmacksstoffe liegt äußerst niedrig, z.B. bei 10 ng/l für Geosmin (CHORUS 1997). Selbst in schwach eutrophen Talsperren können Goldalgen (*Synura uvella*) vorkommen, die geruchsintensive ungesättigte Aldehyde (2,4-Decadienal, 2,4-Heptadienal) enthalten. Bei Massenentwicklungen von *Asterionella*, *Tabellaria* und *Cyclotella* verbreitet sich oft ein stark fischiger Geruch, der stofflich noch nicht zuzuordnen ist. Hexanal und Heptanal riechen grasig und kommen bei Grünalgen vor.

### 3.2.2 Allergische Reaktionen

Allergische Reaktionen im Zusammenhang mit Blualgen werden als Kasuistiken (Einzelfallbeschreibungen) in der Literatur immer wieder beschrieben. Insgesamt ist dieser Bereich bisher jedoch nur begrenzt wissenschaftlich untersucht worden. Verschiedene Autoren berichten über positive Ergebnisse im Zusammenhang mit Intrakutantests, bei denen der Wirkstoff in die Haut injiziert wird, sowie nasalen und bronchialen Provokationen, die in der Regel mit Extrakten von Grünalgen durchgeführt wurden (MCELHENNY et al. 1962, MCELHENNY & MCGOVERN 1970, MC GOVERN et al. 1966, HOSEN 1968, BERNSTEIN et al. 1969, BERNSTEIN & SAFFERMAN 1973, MITTAL et al. 1979). So untersuchte beispielsweise eine Arbeitsgruppe 20 Kinder ohne bekannte Allergie und 120 Kinder mit allergischen Reaktionen der Atemwege. Während die erste Gruppe nicht auf eine intrakutane Injektion von Algenextrakten reagierte, zeigten 98 Kinder der zweiten eine eindeutig positive Reaktion (MCELHENNY et al. 1962). In einer neueren Studie aus Schweden wurde die Reaktion von Kindern aus einer allergologischen Sprechstunde und aus einer Kontrollgruppe gegenüber lyophilisierten (gefriergetrockneten) Extrakten der Grünalge *Chlorella homosphaera* getestet (TIBERG et al. 1995). Es zeigten sich dabei folgende Ergebnisse (Tab. 2):

Gruppe	Ergebnis Pricktest	Ergebnis Antikörper
94 Kinder im Alter von 7 Jahren ohne bekannte allergische Erkrankung	-	Keine spezifischen IgE-Antikörper
129 Kinder und Jugendliche im Alter von 6 bis 17 Jahren, die wegen einer Allergie in Behandlung sind	7 % positiv	2 von 7 Patienten mit pos. Pricktest zeigten auch spezifische IgE-Antikörper
23 Jugendliche im Alter von 10 bis 17 Jahren, die eine Schimmelpilzallergie haben	30 % positiv	6 von 7 Patienten mit pos. Pricktest zeigten auch spezifische IgE-Antikörper*

\*: auch 2 der im Pricktest negativen Personen zeigten spezifische IgE Antikörper

**Tab. 2: Allergische Reaktionen auf Blaualgenextrakte (TIBERG et al. 1995)**

Die Autoren schließen aus den Befunden, dass *Chlorella* nur eine geringe allergische Aktivität besitzt. Bei solchen Personengruppen, die auch gegen andere Stoffe eine Sensibilisierung aufweisen, kann dieses Allergen klinisch jedoch unter Umständen bedeutsam werden.

### 3.2.3 Haut- und Schleimhautreizungen/gastrointestinale Beschwerden

Durch verschiedene Kasuistiken ist die haut- und schleimhautreizende Wirkung beim unmittelbaren Kontakt mit Algenmassenentwicklungen von *Aphanizomenon*, *Anabaena*, *Nodularia*, *Oscillatoria* und *Gloetrichia* beschrieben (KUIPER-GOODMAN et al. 1999, RAO et al. 2002). Insbesondere für die marine Blaualge *Lyngbya majuscula* sind dermatotoxische Effekte bei Schwimmern sehr gut belegt, die sich tierexperimentell auf die Toxine Aplysiatoxin, Debromoaplysiatoxin und Lyngbyatoxin-a zurückführen ließen. Es entwickelten sich innerhalb von 12 Stunden nach dem Körperkontakt Erytheme und Bläschen auf der Haut der Badenden. Darüber hinaus sind Entzündungsreaktionen im Magen-Darm-Trakt beobachtet worden.

Neben einigen Toxinen können auch andere bioaktive Zellinhaltsstoffe und Bestandteile der Zellmembran von Blaualgen mit den hautreizenden und gastrointestinalen Effekten in Verbindung gebracht werden. Von besonderer Bedeutung scheinen dabei Lipopolysaccharide (LPS, Endotoxine) zu sein. Bei ihnen handelt es sich um Bestandteile der äußeren Membran der Blaualgenzelle (siehe Abb. 1), deren Zellwandaufbau grundsätzlich dem von gram-negativen Bakterien entspricht. Die Wirkungen der LPS sind in Abb. 2 näher beschrieben. Nach Bildung eines LPS-Protein-Komplexes im Organismus werden Makrophagen stimuliert, verstärkt Cytokine zu bilden. Dies führt zu einer Ausschüttung von Entzündungsmediatoren, die z.B. über Prostaglandine die Fließeigenschaften des Blutes und die Blutgerinnung beeinflussen und unmittelbar auf die Gefäßwand wirken. Als Symptome können Fieber, Erbrechen, Durchfall, Hypotension (z.B. im Rahmen von Gastroenteritiden oder Atemwegserkrankungen) bis hin zu schweren Erkrankungen

## Gesundheitliche Bedeutung von Cyanobakterientoxinen in Badegewässern

wie Gerinnungsstörungen (DIC, disseminated intravascular coagulation), septischem Schock und einem multiplen Organversagen (MOSF, multiple organ system failure) auftreten.

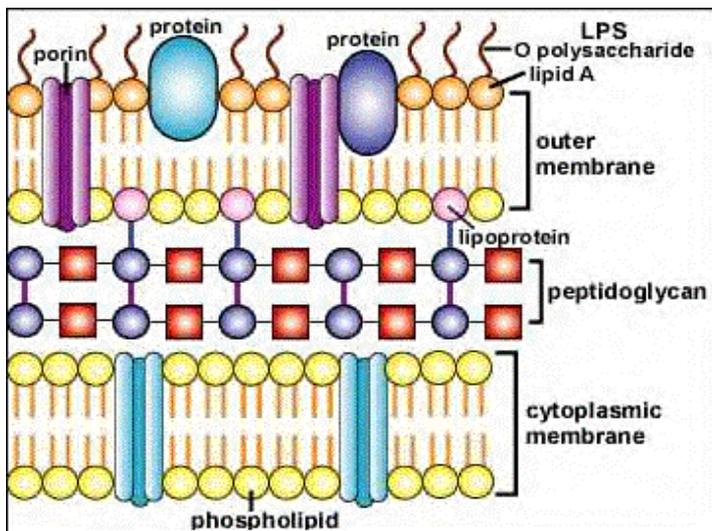


Abb. 1: Zellwandaufbau gram-negativer Bakterien (Quelle: KAISER 2003)

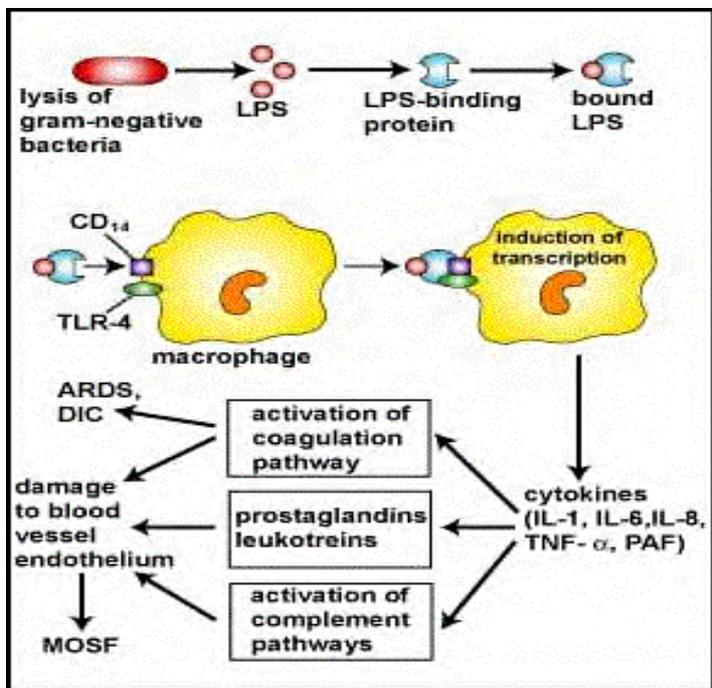


Abb.2: Wirkungsmechanismus von Lipopolysacchariden (Endotoxinen) (Quelle: KAISER 2003)

Zu Struktur und Toxizität der Blaualgen-LPS liegen bisher nur wenige Informationen vor. Es gibt jedoch einige Hinweise, dass LPS dieser Herkunft eine deutlich geringere Wirkung (Faktor 10) besitzen als die anderer gram-negativer Bakterien (wie z.B. der Salmonellen) (KELETI et al. 1979, KELETI & SYKORA 1982). Darüber hinaus wird beschrieben, dass die Endotoxinaktivität (gemessen in EU, Endotoxin Units) in reinen Blaualgenkulturen im Vergleich zu Bakterienkulturen in der Regel relativ gering ist und zum Teil deutlich unter 1 EU/ml liegt (Salmonellen  $5 \times 10^5$  EU/ml) (RAPALA et al. 2002).

### 3.2.4 Systemische Wirkungen der Blaualgentoxine

Im Rahmen der Abschätzung gesundheitlicher Risiken durch systemische Effekte im Zusammenhang mit Blaualgentoxinen müssen grundsätzlich die in der Tab. 3 zusammengestellten, für den Menschen relevanten Expositionsmöglichkeiten berücksichtigt werden:

---

dermal	Aufnahme nach direktem Hautkontakt mit Blaualgen Aufnahme nach Hautkontakt mit kontaminiertem Roh- und Trinkwasser
inhalativ	Einatmen von kontaminiertem Aerosol
oral	Trinken von kontaminiertem Roh- und Trinkwasser Nahrungsmittel: pflanzliche Produkte, die Blaualgen/Algentoxine enthalten; belastete Fische/Fischprodukte, Muscheln

---

**Tab. 3: Mögliche Aufnahmewege von Blaualgentoxinen**

Darüber hinaus sind noch außergewöhnliche Expositionssituationen, z.B. im Rahmen der Dialyse, in der wissenschaftlichen Literatur beschrieben worden.

Die sehr heterogene Gruppe der Blaualgentoxine zeichnet sich insgesamt durch eine ausgeprägte akute Toxizität aus, wie auch der Vergleich mit den Effektstärken anderer Toxine belegt (Tab. 4). So liegt die Dosis, die rechnerisch bei 50 % der Tiere zum Tod führt (LD50), für Microcystin-LR im Bereich von ca.  $50 \mu\text{g}/\text{kg}$  Körpergewicht (Maus, i.p.). Auffällig sind dabei einerseits die Steilheit der Dosis-Wirkungs-Kurve und andererseits die Abhängigkeit der Effektstärke vom Aufnahmeweg. So sind akute Wirkungen nach intraperitonealer Applikation (Injektion in die Bauchhöhle) etwa zwei Zehnerpotenzen stärker ausgeprägt als solche nach oraler Verabreichung.

## Gesundheitliche Bedeutung von Cyanobakterientoxinen in Badegewässern

Botulinus Toxin A	0,00003
Tetanus Toxin	0,0001
Tetrodotoxin	8-20
Saxitoxin	10
Microcystin-LR	18-89
Anatoxin-a(S)	20
Anatoxin-a	200
Homoanatoxin-a	250
Cylindrospermopsin	200-2100
Strychnin	500
Muskarin	1100

**Tab. 4: Vergleich der Toxizität (LD<sub>50</sub>) verschiedener biogener Gifte (Maus i.p.; in µg/kg Körpergewicht)**

Darüber hinaus zeigen verschiedene Studien mit unterschiedlichen Tierspezies und Applikationswegen (oral und intraperitoneal) für Microcystine dosisabhängig toxische Effekte wie eine Gewichtsreduktion sowie funktionelle und strukturelle Leberveränderungen (z.B. Erhöhung der Leberenzyme, Hämorrhagien, Nekrosen) und für Anatoxin-a respiratorische Symptome bis hin zu Todesfällen (KALBE 1984, FALCONER et al. 1988, OHTAKE et al. 1989, CARBIS et al. 1994, FALCONER et al. 1994, YOSHIDA et al. 1997). Für das Cylindrospermopsin sind aufgrund der ausgelösten Hemmung der Proteinsynthese je nach Dosis eine kompensatorische Hypertrophie (krankhafte Vergrößerung) von Leber und Niere sowie eine Erhöhung der Leberenzyme und Einschränkung der funktionalen Nierenkapazität beschrieben worden (CARSON 2000, HUMPAGE & FALCONER 2003).

Langzeit-Tierversuche, wie sie im Rahmen einer Kanzerogenitätsprüfung durchgeführt werden, liegen für Blaualgentoxine nicht vor. Es gibt jedoch Hinweise, dass eine länger dauernde Aufnahme von Microcystinen und Nodularin mit einem gewissen Lebertumorrisiko verbunden sein könnte. So wird für Microcystine aufgrund eines der Okadasäure vergleichbaren Wirkungsmechanismus abgeleitet, dass sie eine tumorfördernde Wirkung besitzen könnten (NISHIWAKI-MATSUSHIMA et al. 1992, DING et al. 1999, RAO & BATTACHARYA 1996). Für die Okadasäure selbst ist dieser Effekt in der wissenschaftlichen Literatur mittlerweile gut belegt. Verschiedene positive Testergebnisse (Ames-Test, Comet-Assay, Micronucleus-Test, DNA-Strangbrüche) deuten ebenfalls in diese Richtung.

Weitere Hinweise ergaben sich aus zwei chinesischen Provinzen (Jiangsu und Guangxi), in denen in den 70er Jahren ein Zusammenhang zwischen Leberkrebsentstehung und der Art der Trinkwasserversorgung auffiel. Eine 1973 durchgeführte eingehende Erhebung der Gesundheitsbehör-

den erbrachte Leberkrebsraten von 35 – 42 pro 100.000 Personen bei der Verwendung von Flusswasser, von 40 – 101 bei der Nutzung von Zisternen, jedoch von nur 0 – 11 pro 1000.000 Personen bei der Trinkwassernutzung aus Brunnen (SU 1979). In späteren Veröffentlichungen haben die Autoren einen Zusammenhang zwischen dem Vorkommen von Microcystinen im Trinkwasser und dem Auftreten von hepatozellulären Karzinomen (Leberkrebs) gezogen (YU et al. 1989, YU 1995, UENO et al. 1996). Andere bekannte Faktoren, die ebenfalls zu erhöhten Leberkrebshäufigkeiten in manchen chinesischen Regionen führen, z.B. nach Verzehr aflatoxinhaltiger Lebensmittel oder einer Infektion mit Hepatitis-B, müssen jedoch berücksichtigt werden. Direkte Messungen der Blaualgentoxine waren damals analytisch noch nicht möglich. Bei im Jahr 1991 durchgeführten Untersuchungen des Trinkwassers ergaben sich jedoch nur geringe Unterschiede zwischen den einzelnen Wasserversorgungssystemen. So wurden bei 20 Personen mit Leberkrebs Gehalte an Microcystin-LR von 0,61 µg/l und bei 19 Kontrollen von 0,36 µg/l gefunden (YU 1995).

### 3.3 Gesundheitliche Beschwerden beim Baden in Gewässern

Es gibt verschiedene Hinweise, dass mit dem Baden in Gewässern, in denen eine Blaualgenmassenentwicklung stattfand, gesundheitliche Beschwerden verbunden sein sollen (WHO 2003). Diese Fälle sind jedoch schlecht belegt und nicht gegen andere Einflussfaktoren abgesichert. Es sind nur die nachfolgenden zwei Vorfälle eingehender in der wissenschaftlichen Literatur beschrieben:

- Trotz Hinweis auf die Gefahren durch Blaualgen (Vergiftungen von Tieren nach dem Trinken von Seewasser) badeten Personen 1959 in einem See in Saskatchewan, Kanada. Bei mehreren Personen traten Beschwerden in Form von Kopfschmerzen, Übelkeit, Erbrechen, Muskelschmerzen und schmerzhaften Diarrhoen auf. Im Stuhl eines Betroffenen wurden Zellen von *Microcystis* spp. und *Anabena circinalis* gefunden (DILLENBERG & DEHNEL 1960)
- Bei 8 von 16 Armeeernoten trat im Jahr 1989 nach intensivem Schwimm- und Kanuttraining in einem englischen See Erbrechen, Diarrhoen, Abdominalschmerzen, Lippenbläschen und rauhe Kehlen auf (TURNER et al. 1990). Bei 2 Rekruten entwickelte sich eine (wahrscheinlich toxische) Pneumonie. Im See bestand zu diesem Zeitpunkt eine Blüte von *Microcystis* .

Neben diesen Kasuistiken liegen bisher lediglich Ergebnisse aus einer einzigen systematischen epidemiologischen Untersuchung vor (PILOTTO 1995, PILOTTO et al. 1997). Im Rahmen dieser prospektiven Studie wurden von Januar bis Februar 1995 insgesamt 921 Teilnehmer mit Hilfe eines strukturierten Fragebogens insbesondere nach ihrem Badeverhalten in 5 Seen und einem Fluss in Australien und gesundheitlichen Beschwerden (Durchfall, Erbrechen, grippeähnliche Symptome, Hautausschlag, Schleimhautreizungen, Fieber) befragt. Nach 2 und 7 Tagen wurden entsprechende Nachuntersuchungen durchgeführt. Ergänzend erfolgten Messungen der Badegewässerqualität. In der Tab. 5 sind die Ergebnisse dargestellt. Es wurde z.B. eine signifikante Zunahme gastrointestinaler und dermalen Symptome in Abhängigkeit von der Blaualgenzelldichte,

## Gesundheitliche Bedeutung von Cyanobakterientoxinen in Badegewässern

nicht aber vom Toxingehalt beobachtet. Schon bei Zelldichten von 5.000 bis 20.000 Zellen/ml wurde in dieser Untersuchung eine deutliche Zunahme verschiedener Symptome (gegenüber den Nichtexponierten um den Faktor 2,7) beobachtet. Die Ergebnisse lassen sich insgesamt wie folgt zusammenfassen:

- Die Symptomrate stieg mit der Länge des Wasserkontaktes der Personen,
- die Symptomrate stieg mit zunehmender Zelldichte an Cyanobakterien im Badegewässer,
- ein deutlicher Anstieg der Symptome war bereits ab 5.000 Blaualgenzellen/ml zu beobachten,
- die Symptomrate korrelierte nicht mit dem Toxingehalt im Wasser.

	Anzahl ein oder mehr Symptome		Anzahl ein oder mehr Symptome	
	Exponierte		Nicht Exponierte	
nach 2 Tagen	294	8 %	40	8 %
nach 7 Tagen	295	19 %	43	9 %

**Tab. 5: Auftreten von Symptomen bei Personen, die beim Baden gegen Blaualgen exponiert waren, im Vergleich zu Kontrollen**

### 3.4 Gesundheitliche Beschwerden im Rahmen anderer Expositionssituationen

#### 3.4.1 Gesundheitliche Beschwerden nach dem Genuss von Trinkwasser

Akute Leberschädigungen und tödliche Ingestionen sind für eine Vielzahl von Haustieren, Nutztieren und wild lebenden Tieren, einschl. Fischen und Vögeln, in der ganzen Welt beschrieben worden (KALBE & TIEß 1964, CODD et al. 1989, CODD et al. 1997). Darüber hinaus sind seit den 30er Jahren diverse Vergiftungsfälle nach dem Genuss von kontaminiertem Trinkwasser ausführlich dargestellt worden (Zusammenstellungen finden sich in (WHO 1998, KUIPER-GOODMAN et al. 1999, DUY et al. 2000, UBA 2003). An dieser Stelle sollen daher nur zwei Beispiele näher dargestellt werden:

- Durch eine fehlerhafte Leitungsverbindung gelangte im Herbst 1994 für einige Stunden Wasser aus einem nahegelegenen Fluss in das Trinkwasserverteilungssystem von 3 südschwedischen Orten (ANNADOTTER et al. 2001). An den folgenden Tagen entwickelten insgesamt 121 Personen von 304 eine Gastroenteritis. Am häufigsten wurden dabei folgende Symptome angegeben: abdominelle Schmerzen (75 %), Diarrhoe (75 %), Kopf- und Muskelschmerzen

(45 %), Erbrechen (30 %) und Fieber (20 %). Im Fluss bestand zum Zeitpunkt des Unfalls eine Blüte von *Planktothrix agardhii*, die sich im Toxizitätstest als positiv zeigte. Da andere mikrobiologische Ursachen bei den Erkrankten ausgeschlossen werden konnten, wurden die Symptome auf Blaualgentoxine zurückgeführt. Eine Probe des kontaminierten Wassers wurde nicht genommen.

- Der andere Vorfall ereignete sich im November 1979 in Queensland (Australien) und betraf 138 Kinder und 10 Erwachsene (BYTH 1980, BOURKE et al. 1983; GRIFFITHS & SAKER 2003). Die alle auf einer Insel lebenden Betroffenen entwickelten eine schwere Gastroenteritis und klagten über Kopfschmerzen, Erbrechen und Fieber. Bei vielen Personen konnte eine Leberschwellung festgestellt werden. Da die Ursache zunächst unklar blieb, wurde die Erkrankung „Palm Island mystery disease“ genannt. Erst im Verlauf weiterer Untersuchungen konnte gezeigt werden, dass das aus einem aufgestauten See gewonnene Rohwasser periodisch mit der Blaualge *Cylindrospermopsis raciborskii* belastet ist. Es stellte sich heraus, dass der Ausbruch der Erkrankungen einige Tage nach einer algiziden Behandlung des Sees mit Kupfersulfat erfolgte, wodurch es zu einer starken Freisetzung von Toxinen gekommen sein muss. Erkrankungen mit ähnlichen Symptomen sind in Zentralaustralien schon seit Ende des 19. Jahrhunderts immer wieder beschrieben worden, z.B. unter dem Namen „Barcoo-Fieber“ (Zusammenfassung in HAYMAN 1992).

### 3.4.2 Akzidentelle (zufällige) Vergiftungen mit Blaualgentoxinen

Ein erster Bericht über pyrogene (Fieber-) Reaktionen im Zusammenhang mit Blaualgen wurde bereits 1975 veröffentlicht (HINDMAN et al. 1975). Damals war in einem trockenen Sommer im Rahmen der Dialyse ein vermehrtes Auftreten von pyrogenen Reaktionen beobachtet worden. Da eine bakterielle Genese ausgeschlossen werden konnte, aber hohe Endotoxingehalte im Dialysierwasser vorlagen, wurde eine Kontamination durch Algen in Betracht gezogen. Diese konnten in höherer Zellzahl im benutzten Rohwasser gefunden werden.

Schwere akute Vergiftungsfälle wurden bei einem Vorfall im Februar 1996 aus Caruaru in Brasilien berichtet (JOCHIMSEN et al. 1998, CARMICHAEL et al. 2001, AZEVEDO et al. 2002). Von 131 Patienten eines Hämodialysezentrums entwickelten 116 Patienten akut folgende Symptome: Sehstörungen (90%), Übelkeit und Erbrechen (73%), Kopfschmerzen (65%), Muskelschwäche (65%), Oberbauchschmerzen (46%), teilweise kombiniert mit Verwirrtheit, Blutungen (Nase, Gastrointestinaltrakt) und Fieber. Die visuellen Symptome verschwanden nach einer Woche, während einige Patienten noch nach ein bis zwei Monaten über Muskelschwäche und epigastrische Schmerzen (unterhalb des Rippenbogens) klagten. Nach einigen Wochen zeigte sich im Blut ein Anstieg der Leukozyten, des Bilirubin und der Aspartataminotransferase. In der Folge entwickelten 100 Patienten einen Leberschaden und 76 verstarben mit den Zeichen eines Leberversagens. Aus den pathologischen Untersuchungen, bei denen bei 39 Opfern Microcystingehalte zwischen 50 und 470 ng/g Leber (im Mittel 223 ng/g) gefunden wurden, ließ sich ein Gehalt im Dialysewasser von ca. 19,5 µg/l rückrechnen. Im Rahmen der Dialyse waren die Betroffenen

## Gesundheitliche Bedeutung von Cyanobakterientoxinen in Badegewässern

dabei insgesamt gegen ca. 120 l Wasser unmittelbar exponiert. Als Ursache der Vergiftung ließ sich die in der Abb. 3 beschriebene Situation rekonstruieren. Durch eine Algenblüte in einem Wasserreservoir (21.000 Blaualgenzellen/ml) gelangte kontaminiertes Wasser in das Wasserwerk. Anders als Dialysestation B erhielt die Dialysestation, in der die Fälle aufgetreten waren, über einen Tanklastwagen Wasser, das nicht vollständig aufbereitet war. Ob bzw. wie intensiv eine Chlorung des Tankwagens stattfand, war nicht mehr zu klären und auch die Filtersysteme im Dialysezentrum konnten die Toxine nicht ausreichend zurückhalten.

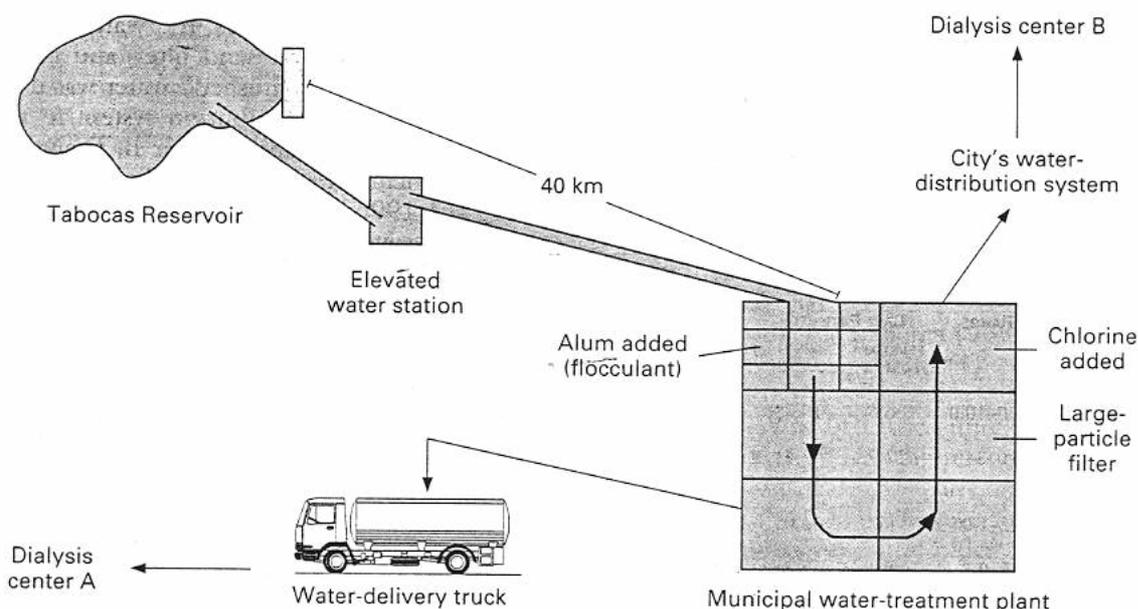


Abb. 3: Wasserversorgung des Dialysezentrums Caruaru im Februar 1996 (JOCHIMSEN et al.1998)

### 3.5 Umweltmedizinische Bedeutung der Microcystine

Die kokkoide Alge *Microcystis* und die fädige Alge *Planktothrix* bilden ein aus drei D-Aminosäuren (D-Ala, D-Glu, D-erythro- $\beta$ -Methyl-Asp) und der ringförmigen ADDA (3-Amino-9-methoxy-2,6,8-trimethyl-10-phenyl-trans,trans-4,6-decadiensäure) zusammengesetztes zyklisches Heptapeptid mit einem Molekulargewicht von 800 - 1100 Dalton. Diese Microcystine (Struktur siehe Abb. 4) zeichnen sich durch starke hepato- (leber-) toxische Effekte aus. Erstmals 1982 konnten die Toxine von BOTES isoliert und drei Jahre später auch ihre Struktur aufgeklärt werden. BOTES et al. (1982) bezeichneten die von ihnen gefundenen Peptide mit dem Namen Cyanoginosin. In der Folgezeit wurden mehr als 70 verschiedene Strukturhomologe beschrieben (SIVONEN & JONES 1999). Die Benennung dieser Strukturvarianten richtet sich nach den jeweiligen L-Aminosäure-Resten in den Positionen x und y des Moleküls. Die Kennzeichnung er-

folgt durch Anhängen entsprechender Buchstaben an das Wort Microcystin. Dabei steht L für Leucin, Y für Thyrosin, R für Arginin, A für Alanin und M für Methionin. Die quantitativ bedeutsamsten Vertreter sind das Microcystin- LR, -RR und -YR. Die frühere Bezeichnung Cyanoginosin ist mittlerweile im Sprachgebrauch nicht mehr üblich.

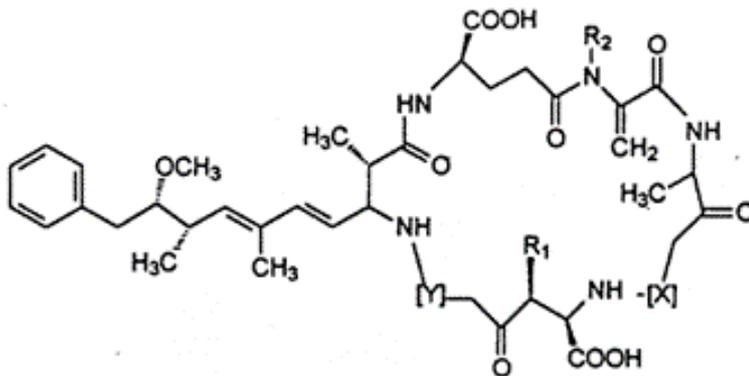


Abb. 4 Chemische Struktur von Microcystinen

### 3.5.1 Aufnahme von Microcystinen in den Organismus und Verteilung

Microcystine (MC) können nur mit Hilfe von Transportsystemen in Zellen aufgenommen werden. Im Magen-Darm-Trakt ist es nach oraler Aufnahme der multispezifische Gallensäurecarrier, der eine Aufnahme aus dem Darmlumen ermöglicht. Als Hauptaufnahmeort gilt das Ileum (unterer Dünndarm), in dessen Bereich sich eine hohe Dichte an entsprechenden Transportsystemen findet.

Die Leber ist der Hauptzielort der Microcystine. Hier ließen sich im Tierexperiment 50-70 % der verabreichten Dosis wiederfinden, in der Niere lediglich ca. 1-5 % (ROBINSON et al. 1989, MERILUOTO et al. 1990). Im Tierversuch kommt es zum schnellen Aufbau der MC-Gehalte in der Leber, die nach 30 Minuten ein Maximum erreichen, während in den Nieren ein Maximum nach 3 Minuten erreicht wird, das bereits nach 20 Minuten wieder abfällt. Nach 12 Stunden sind jedoch schon 74 % über den Urin aus dem Organismus ausgeschieden (KAYA 1996).

### 3.5.2 Wirkungen / Wirkungsmechanismus der Microcystine

Auf zellulärer Ebene haben Microcystine zwei Angriffspunkte, die Hepatozyten (Leberzellen) und die Makrophagen (weiße Blutkörperchen). In der Abb. 5 sind diese Mechanismen schematisch dargestellt. In die Leberzelle erfolgt die Einschleusung durch einen Gallensäurecarrier aus der Familie der organischen Anionen-Transport-Polypeptide (OATP), die sich in der sinusoidalen Plasmamembran des Hepatozyten befinden (FISCHER et al. 2005). Sie besitzen ein breites Sub-

## Gesundheitliche Bedeutung von Cyanobakterientoxinen in Badegewässern

stratspektrum und sind auch für den Transport von Arzneimitteln (z.B. Herzglykoside und Steroidhormone) in die Zelle bedeutsam. Dies erklärt die Zell- und Organspezifität von MC. In Hepatozyten wird aufgrund einer kovalenten Bindung sehr spezifisch die Proteinphosphatase gehemmt (HONKANEN et al. 1990; RUNNEGAR et al. 1993), woraufhin der Gehalt phosphorylierter Proteine, z.B. die Cytokeratine, ansteigt. Diese Proteine induzieren Veränderungen in der Zellform, der Anordnung der intrazellulären Filamente und der Membranstrukturen. Der zweite Wirkungsweg, der nur teilweise bekannt ist, besteht in der Beeinflussung des Arachidonsäuremetabolismus. Durch den Einfluss der Phospholipase A2 wird aus den Phospholipiden der Membranen Arachidonsäure freigesetzt. Diese wird durch Cyclooxygenasen über die Zwischenstufe cyclischer Endoperoxide und weiter durch die Thromboxansynthetase in Thromboxan A2 (TXA2) umgewandelt. TXA2, das sehr instabil ist und in das inaktive Thromboxan B2 umgewandelt wird, führt zur Verengung der Blutgefäße und Thrombozytenaggregation und damit letztlich zu der unter MC bekannten Blutkoagulation in der Leber.

In Lebermakrophagen (Kupffer-Zellen) induziert MC die Interleukin-1(IL-1)- und TNF $\alpha$ -Produktion, die zur Freisetzung einer Reihe von wichtigen Entzündungsmediatoren wie Prostaglandinen, Leukotrienen und plättchenaktivierendem Faktor führt (KAYA 1996).

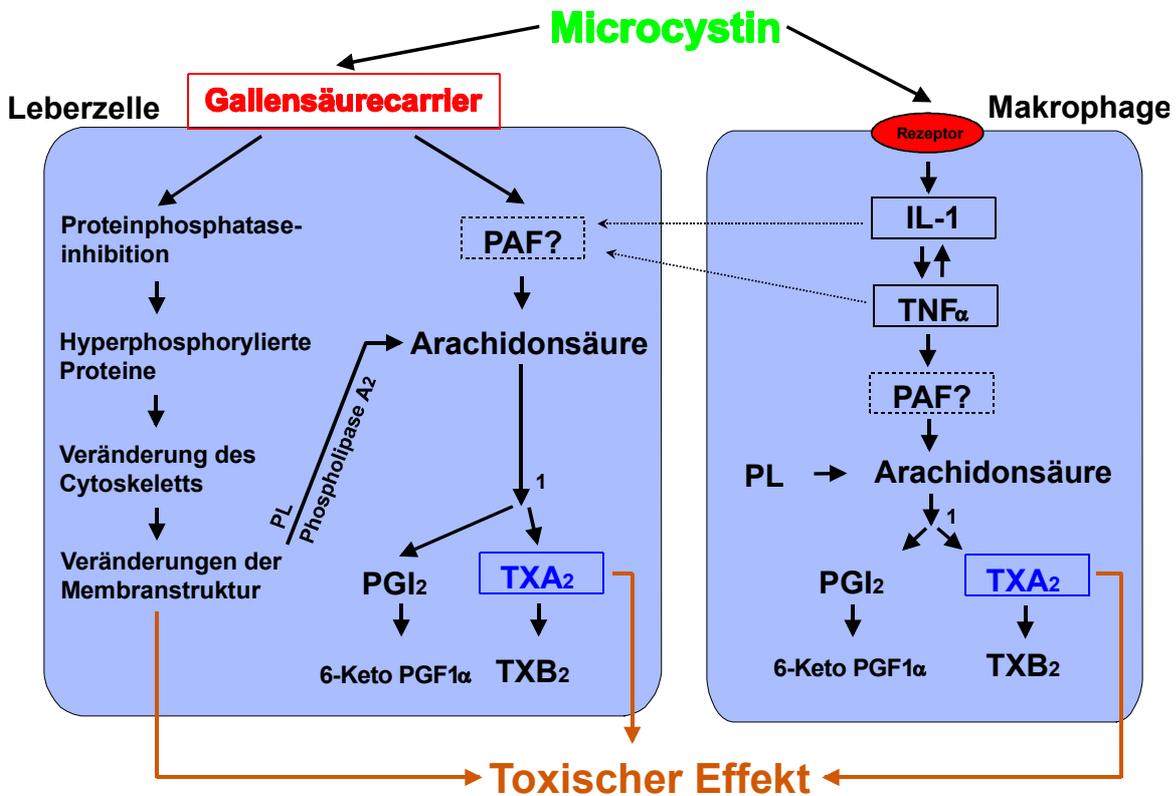


Abb. 5: Mechanismen der Microcystinwirkung in Leberzellen und Makrophagen (PAF: Plättchenaktivierender Faktor; PL: Phospholipide; 1: Cyclooxygenasen; TXA<sub>2</sub> / TXB<sub>2</sub>: Thromboxan A<sub>2</sub> und B<sub>2</sub>; PGI<sub>2</sub>: Prostaglandin I<sub>2</sub>; IL-1: Interleukin 1; TNF $\alpha$ : Tumornekrosefaktor  $\alpha$ ) (modifiziert nach KAYA 1996)

### 3.5.3 Abbau und Ausscheidung von Microcystinen / therapeutischer Ansatzpunkt

Der wesentliche Abbaumechanismus für Microcystine in der Leber ist ihre Konjugation (Verbindung) mit Glutathion (GSH). Dieser Vorgang wird gesteuert durch das Enzym Glutathion-S-Transferase (GST) (PFLUGMACHER et al. 1998, TAKENAKA 2001). Für MC-LR sind hauptsächlich GSH-Konjugate, aber auch Cystein-Konjugate beschrieben. Beide haben eine geringere Toxizität als das Ausgangsprodukt und werden gut über die Niere, GSH-Konjugate auch über den Stuhlgang ausgeschieden (ITO et al. 2002). Daneben verursacht MC-LR die Bildung reaktiver Sauerstoffspezies, die zu einem Anstieg an schädlichen Lipidperoxiden führt. Diese Produkte werden durch die Glutathionperoxidase (GPX) abgebaut (reduziert), die gleichzeitig den Schritt vom Glutathion zum Glutathion-Dimer katalysiert (GEHRINGER et al. 2004).

Verschiedene Autoren haben erste therapeutische Ansatzpunkte zur Wirkungsverminderung von Microcystinen beschrieben. So führte eine einmalige Vorbehandlung (i.p.) mit Glutathion 2 Stunden vor einer letalen Toxingabe zur Reduktion der Hepatotoxizität (HERMANSKY et al. 1991). Vergleichbares wurde bei vorheriger Gabe der GSH-Vorläufersubstanz N-Acetylcystein beobachtet (DING et al. 2000). Auch die gleichzeitige orale Gabe von Selen und Vitamin E scheint die Lebertoxizität zu vermindern (GEHRINGER et al. 2004). Auch die prophylaktische Gabe von membranaktiven Antioxidantien (z.B. Silimarin, Extrakt der Mariendistel) und Stoffen, die die Aufnahme in die Leberzelle blockieren (z.B. Rifampicin und Cyclosporin A), zeigten eine positive Wirkung (HERMANSKY et al. 1991, DAWSON 1998).

## 3.6 Risikoabschätzung und Risikomanagement von Microcystinen in Badegewässern

Neben der Zelldichte der Blaualgen als Maß für die Wirkungen auf den Magen-Darm-Trakt und die Haut sind die systemischen, hepatotoxischen Effekte abzuschätzen. Der orale Aufnahmepfad dürfte dabei der mit Abstand bedeutendste sein, obwohl eine Aufnahme über die Nasenschleimhaut und die Lunge prinzipiell durchaus möglich ist. Aufgrund ihrer toxikologischen Charakteristika steht die akute, also unmittelbare Toxizität im Vordergrund, die daher im Rahmen der Risikoabschätzung besonders berücksichtigt werden muss.

In Tab. 6 sind einige Studien zur akuten Toxizität von MC-LR an Mäusen (bei i.p. Applikation) aufgeführt (zitiert nach FROMME et al. 2000), in denen nicht nur die Mortalität betrachtet wurde, sondern auch mikroskopische Leberveränderungen. Es fällt auf, dass in den Tierexperimenten nur ein geringer Abstand zwischen der Dosis ohne erkennbare Wirkung und gravierenden Effekten bis hin zur Mortalität besteht. Auch andere Studien bestätigen für Microcystine einen sehr steilen Verlauf der Dosis - Wirkungskurve.

## Gesundheitliche Bedeutung von Cyanobakterientoxinen in Badegewässern

Quelle	keine Sterblichkeit und keine Zeichen einer Leberschädigung	beginnende Sterblichkeit und/oder Zeichen einer Leberschädigung
HOOSER et al. 1989	40 µg/kg	> 80 µg/kg
KOTAK et al. 1993	25 µg/kg	> 50 µg/kg
FAWELL et al. 1994	50 µg/kg	> 158 µg/kg
YOSHIDA et al. 1997	48 µg/kg *	> 57,6 µg/kg *

\* = es liegen nur Daten zur Sterblichkeit vor

**Tab. 6: Toxizität von Microcystin-LR in Studien an Mäusen (i.p. Applikation)**

Für eine Risikoabschätzung wurde als Ausgangspunkt aus der wissenschaftlichen Literatur (Tab. 6) der kleinste Wert (25 µg/kg) ausgewählt, bei dem nach einmaliger i.p. (intra peritoneal) Injektion keine hepatotoxischen Effekte mehr beobachtet wurden. Lediglich in einer Studie sind Ergebnisse zu beginnenden Leberveränderungen auch nach oraler Gabe von MC-LR an Mäusen beschrieben. Bei der niedrigsten eingesetzten Dosis von 500 µg/kg waren allerdings nur die weiblichen Tiere ohne Befund, während die männlichen Tiere bereits auf dieser Dosisstufe minimale diffuse Hämorrhagien im Lebergewebe zeigten. Daher kann nicht direkt auf Daten zur akuten Toxikologie bei oraler Exposition zurückgegriffen werden. Zur Umrechnung der i.p. Daten auf den oralen Aufnahmeweg wird aufgrund einer bewusst konservativen Abschätzung ein Faktor von 10 angenommen, obwohl andere Studien durchaus Unterschiede vom Faktor 30-100 (FAWELL et al. 1994) bzw. 167 (YOSHIDA et al. 1997) zwischen beiden Aufnahmewegen fanden. Würde ein höherer Faktor als 10 gewählt werden, käme man bereits in einen Dosisbereich, der in der vorgenannten Untersuchung (FAWELL et al. 1994) minimale Effekte gezeigt hat.

Da Kleinkinder aufgrund ihrer Spielaktivitäten mit häufigerem Hand-Mund-Kontakt unbeabsichtigt auch größere Mengen an Wasser verschlucken können, müssen sie in diesem Fall als Risikogruppe angesehen werden, so dass für die weiteren Rechnungen ein Körpergewicht von 10 kg unterstellt wird. Der Sicherheitsfaktor wird insgesamt mit 100 angesetzt, 10 für die Übertragung der Daten aus dem Tierexperiment auf den Menschen und 10 für die Berücksichtigung von Risikogruppen. Nach dieser Abschätzung ergibt sich somit für ein Kleinkind bei oraler Aufnahme eine Dosis von 25 µg MC-LR, bei der noch keine Wirkungen zu erwarten sind. Unter der konservativen Annahme, dass einmalig 250 ml Oberflächenwasser aufgenommen werden, ergibt sich eine Konzentration von 100 µg Microcystin pro Liter Wasser.

Ein Risikomanagement für Badende ist vor dem Hintergrund der eingeschränkten toxikologischen Datenlage und aufgrund der stark veränderlichen Expositionsbedingungen nur mit Unsicherheiten möglich. Einerseits ist die Fähigkeit Toxine zu produzieren, bei verschiedenen Blaualgenarten sehr unterschiedlich ausgeprägt, aber auch ihr Vorkommen im Gewässer kann räumlich und zeitlich aufgrund biotischer und abiotischer Einflüsse (z.B. Fraßdruck, Sonnenintensität,

## Gesundheitliche Bedeutung von Cyanobakterientoxinen in Badegewässern

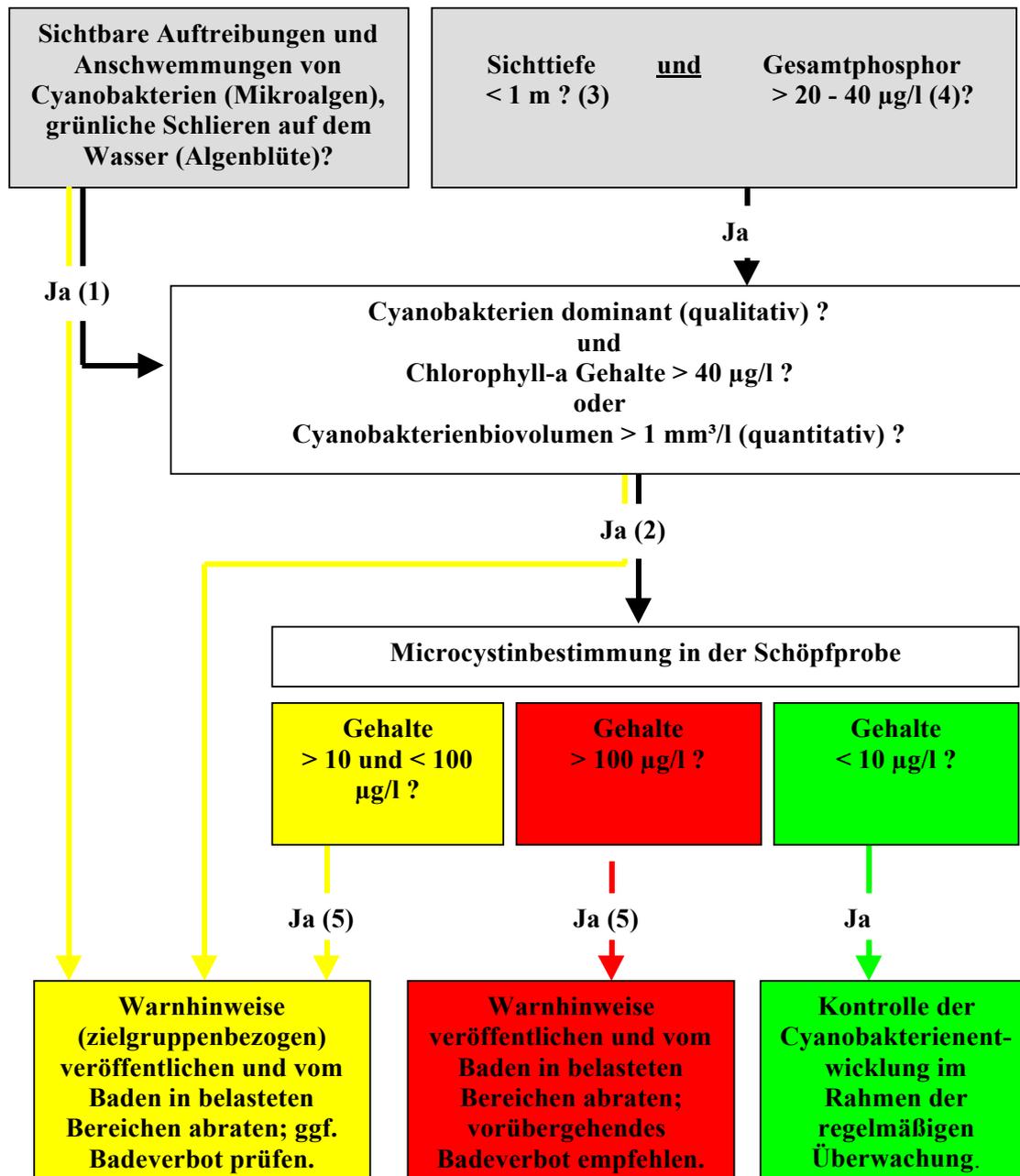
Temperatur, windabhängige Akkumulation) ein sehr heterogenes Verteilungsmuster annehmen. Es muss darüber hinaus damit gerechnet werden, dass in Abhängigkeit von der jeweiligen Algenentwicklung sehr unterschiedliche Toxingehalte im Gewässer gefunden werden. Insbesondere in aufgerahmten, ans Ufer getriebenen Algenblüten sind Konzentrationen zu erwarten, die einige hundert  $\mu\text{g/l}$  überschreiten.

Andererseits ist die Exposition abhängig von den jeweiligen Aktivitäten der Nutzer. Es wird angenommen, dass insbesondere Schwimmen, Tauchen, Windsurfen, Paddeln und Wasserski Fahren mit einem hohen Risiko verbunden sind, wo hingegen Kanu Fahren, Rudern und Segeln nur ein mäßiges Risiko bergen (JOHNSTONE 1994). Aus der Sicht des Gesundheitsschutzes stellen im Uferbereich spielende Kleinkinder im Krabbelalter aufgrund ihres Spielverhaltens und durch ihren häufigen Hand-Mund Kontakt, bei dem sie unbeabsichtigt größere Mengen Sand und Wasser aufnehmen können, eine besondere Risikogruppe dar.

Verschiedene Organisationen wie die WHO gehen davon aus, dass bei Blaualgengehalten von 15.000 bis 20.000 Zellen/ml im obersten Meter der Wassersäule direkt an der Wasseroberfläche so hohe Zelldichten zu erwarten sind, dass Freizeitaktivitäten mit hohem Expositionsrisiko (siehe oben) unterlassen werden sollten (WHO 1998).

Um auch eine in der Fläche praktikable Überwachungsstrategie bzw. ein sinnvolles Risikomanagement durchführen zu können, ist das nachfolgende Ablaufschema (Abb. 6) entwickelt worden. Es wurde als gemeinsame Empfehlung der Badewasserkommission des Umweltbundesamt mit den für Badegewässer zuständigen obersten Landesbehörden veröffentlicht (UBA 2003). Besonderer Wert wurde darauf gelegt, dass den lokalen Behörden mit der Eröffnung unterschiedlicher Handlungsmöglichkeiten ein Großmaß an Flexibilität eröffnet wird. So können deren Überwachungsmaßnahmen, z.B. in Abhängigkeit von den Kenntnissen über das Gewässersystem, im Einzelfall entsprechend angepasst und trotzdem ausreichend hohe Schutzniveaus sichergestellt werden.

## Gesundheitliche Bedeutung von Cyanobakterientoxinen in Badegewässern



- (1) bei guter Kenntnis der Gewässersituation und Wahrscheinlichkeit einer Massenentwicklung von Cyanobakterien
- (2) je nach Einschätzung der konkreten Situation vorläufige Warnhinweise geben und Gewässer verstärkt beobachten.
- (3) nur anzuwenden wenn Gewässertiefe > 1 m; bei koloniebildenden Blaualgenblüten können noch Sichttiefen bis ca. 2 m auftreten
- (4) in thermisch geschichteten und insbesondere in großen Gewässern können Cyanobakterien bereits ab 20 µg/l Gesamt-Phosphor dominieren (manchmal auch darunter), in kleinen und durchmischten Gewässern eher ab 30 – 40 µg/l.
- (5) kurzfristige Nachkontrollen und Beobachtung der Cyanobakterienentwicklung

Abb. 6: Überwachungsschema Cyanobakterien und Microcystine in Badegewässern (nach FROMME et al. 2000, UBA 2003)

### 3.7 Zusammenfassung

Cyanobakterien (Blaualgen) können eine Vielzahl toxisch wirkender Substanzen bilden. Diese werden im Zellkörper gespeichert und bei der Lyse der Zelle, etwa im Rahmen der normalen Absterbeprozesse freigesetzt.

Bei der Abschätzung der gesundheitlichen Bedeutung der durch Blaualgen bzw. Blaualgenmassenentwicklungen in Badegewässern vermittelten Gesundheitsgefahren können folgende wesentliche Wirkungsbereiche unterschieden werden:

- Geruchliche und geschmackliche Beeinträchtigungen,
- allergische Reaktionen,
- Haut- und Schleimhautreizungen,
- Beschwerden im Bereich des Verdauungstraktes nach dem Verschlucken von Wasser,
- Wirkungen auf einzelne Organe, wie z.B. die Leber oder das Nervensystem.

Grundsätzlich sind akute Leberschädigungen bis hin zu tödlichen Ingestionen für eine Vielzahl von Haustieren, Nutztieren und wild lebenden Tieren, einschl. Fischen und Vögeln, in der ganzen Welt beschrieben worden. Darüber hinaus sind seit den 30er Jahren diverse Vergiftungsfälle nach dem Genuss von kontaminiertem Trinkwasser bekannt geworden und belegen das hohe toxische Potential der Blaualgentoxine.

Es gibt auch verschiedene Hinweise, dass mit dem Baden in Gewässern, in denen eine Blaualgenmassenentwicklung stattfand, gesundheitliche Beschwerden verbunden sein können. Diese Fälle sind jedoch oft schlecht belegt und nicht gegen andere Einflussfaktoren abgesichert. Neben diesen Einzelfällen liegen bisher lediglich Ergebnisse aus einer einzigen systematischen epidemiologischen Untersuchung vor (PILOTTO 1995, PILOTTO et al. 1997). Im Rahmen dieser prospektiven Studie wurden beobachtet, dass die Symptomrate mit Länge des Wasserkontaktes der Personen und mit zunehmender Zelldichte an Cyanobakterien anstieg. Die Symptomrate korrelierte jedoch nicht mit dem Toxingehalt im Wasser.

Ein Risikomanagement für Badende ist vor dem Hintergrund der eingeschränkten toxikologischen Datenlage und aufgrund der stark veränderlichen Expositionsbedingungen nur mit Unsicherheiten möglich. Einerseits ist die Fähigkeit Toxine zu produzieren bei verschiedenen Blaualgenarten sehr unterschiedlich ausgeprägt, aber auch ihr Vorkommen im Gewässer kann räumlich und zeitlich aufgrund biotischer und abiotischer Einflüsse ein sehr heterogenes Verteilungsmuster annehmen. Es muss darüber hinaus damit gerechnet werden, dass in Abhängigkeit von der jeweiligen Algenentwicklung sehr unterschiedliche Toxingehalte im Gewässer gefunden werden. Insbesondere in aufgerahmten, ans Ufer getriebenen Algenblüten sind dabei z.T. hohe Konzentrationen beschrieben worden.

## Gesundheitliche Bedeutung von Cyanobakterientoxinen in Badegewässern

Zudem ist die Exposition abhängig von den jeweiligen Aktivitäten der Nutzer. Es wird angenommen, dass insbesondere Schwimmen, Tauchen, Windsurfen, Paddeln und Wasserski Fahren mit einem hohen Risiko verbunden sind, wo hingegen Kanu Fahren, Rudern und Segeln nur ein mäßiges Risiko bergen. Aus der Sicht des Gesundheitsschutzes stellen im Uferbereich spielende Kleinkinder im Krabbelalter aufgrund ihres Spielverhaltens und durch ihren häufigen Hand-Mund Kontakt, bei dem sie unbeabsichtigt größere Mengen Sand und Wasser aufnehmen können, eine besondere Risikogruppe dar.

### 3.8 Literatur

- ANNADOTTER, H., G. CRONBERG, L. LAWTON, H.-B. HANSSON, U. GÖTHE, O. SKULBERG (2001) An extensive outbreak of gastroenteritis associated with the toxic cyanobacterium *Planktothrix agardhii* (Oscillatoriales, Cyanophyceae) in Scania, South Sweden. In: Chorus, I. (Ed.): Cyanotoxins. Occurrence, causes, consequences. 200-208.
- AZEVEDO, S.M.F.O., W.W. CARMICHAEL, E.M. JOCHIMSEN, K.L. RINEHART, S. LAU, G.R. SHAW, G.K. EAGLESHAM (2002): Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru-Brazil. *Toxicology* 181-182, 441-446.
- BERNSTEIN, I.L., G.V. VILLACORTE, R.S. SAFFERMAN (1969): Immunologic responses of experimental animals to green algae. *J.Allergy* 43, 191-190.
- BERNSTEIN, I.L., R.S. SAFFERMAN (1973): Clinical sensitivity to green algae demonstrated by nasal challenge and in vitro tests of immediate hypersensitivity. *J.Allergy Clin.Immunol.* 51, 22-28.
- BOTES, D.P., C.C. VILJOEN, H. KRUGER, P.L. WESSELS, D.H. WILLIAMS (1982): Configuration assignments of the amino acid residues and the presence of N-methyldehydroalanine in toxins from the blue-green alga, *Microcystis aeruginosa*. *Toxicon* 20, 1037-1042.
- BOURKE, A.T.C., R.B. HAWES, A. NEILSON, N.D. STALLMAN (1983): An outbreak of hepatoenteritis (the Palm Island mystery disease) possibly caused by algal intoxication. *Toxicon* 3, 45-48.
- BYTH, S. (1980): Palm island mystery disease. *Med.J.Aust.* 2, 40-42.
- CARBIS, C.R., J.A. SIMONS, G.F. MITCHELL, J.W. ANDERSON, I. MCCAULEY (1994): A biochemical profile for predicting the chronic exposure of sheep to *Microcystis aeruginosa*, an hepatotoxic species of blue-green alga. *Res.Vet.Sci.* 57, 310-316.
- CARMICHAEL, W.W., S.M.F.O. AZEVEDO, J.S. AN, R.J.R. MOLICA, E.M. JOCHIMSEN, S. LAU, K.L. RINEHART, G.R. SHAW, G.K. EAGLESHAM (2001): Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins. *Environ.Health Perspect.* 109, 663-668.
- CARSON, B. (2000): Cylindrospermopsin. Review of toxicological literature. Report prepared by ILS (Integrated Laboratory Systems), USA.
- CHORUS, I. (1997): Algenbürtige Schadstoffe – Auftreten, Wirkung und Bedeutung. In: Guderian & Gunkel: Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie. Band III: Limnische Ökosysteme. Springer Verlag.
- CODD, G.A., S.G. BELL, W.P. BROOKS (1989): Cyanobacterial toxins in water. *Wat.Sci.Tech.* 21, 1-13.

## Gesundheitliche Bedeutung von Cyanobakterientoxinen in Badegewässern

- CODD, G.A., C.J. WARD, S.G. BELL (1997): Cyanobacterial toxins: occurrence, modes of action, health effects and exposure routes. *Arch.Toxicol. Suppl.* 19, 399-410.
- DAWSON, R.M. (1998): The toxicology of microcystins. *Toxicon* 36, 953-962.
- DILLENBERG, H.O., M.K. DEHNEL (1960): Toxic water bloom in Saskatchewan. *Can.Med.Assoc.J.* 83, 1151-1154.
- DING, W.X., H.M. SHEN, H.G. ZHU, B.L. LEE, C.N. ONG (1999): Genotoxicity of microcystic cyanobacteria extract of a water source in China. *Mutat.Res.* 442, 69-77.
- DING, W.X., H.M. SHEN, C.N. ONG (2000): Microcystis cyanobacteria extract induces cytoskeletal disruption and intracellular glutathione alteration in hepatocytes. *Environ.Health Perspect.* 108, 605-609.
- DUY, T.N., P.K.S. LAM, G.R. SHAW, D.W. CONNELL (2000): Toxicology and risk assessment of freshwater cyanobacterial (blue-green algal) toxins in water. *Rev.Environ.Contam.Toxicol.* 163, 113-186.
- FALCONER, I.R., J.V. SMITH, A.R.B. JACKSON, A. JONES, M.T.C. RUNNEGAR (1988): Oral toxicity of a bloom of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* administered to mice over periods up to 1 year. *J.Toxicol.Environ. Health* 24:291-305.
- FALCONER, I.R., M.D. BURCH, D.A. STEFFENSEN, M. CHOICE, O.R. COVERDALE (1994): Toxicity of blue-green alga (cyanobacterium) *Microcystis aeruginosa* in drinking water to growing pigs, as an animal model for human injury and risk assessment. *Env.Toxicol. Water Qual.* 9:131-139.
- FAWELL, J.K., C.P. JAMES, H.A. JAMES (1994): Toxins from blue-green algae: toxicological assessment of microcystin-LR and a new method for its determination in water. Report No. FR 0359/2/DoE 3358/2. WRc plc, UK.
- FISCHER, W.J., S. ALTHEIMER, V. CATTORI, P.J. MEIER, D.R. DIETRICH, B. HAGGENBUSCH (2005): Organic anion transporting polypeptides expressed in liver and brain mediate uptake of microcystin. *Toxicol.Appl.Pharmacol.* 203, 257-263.
- FROMME, H., A. KÖHLER, R. KRAUSE, D. FÜHRLING (2000): Occurrence of cyanobacterial toxins - microcystins and anatoxin-a - in Berlin water bodies with implications to human health and regulations. *Environ.Toxicol.* 4, 120-130.
- GEHRINGER, M.M., E.G. SHEPHARD, T.G. DOWNING, C. WIEGAND, B.A. NEILAN (2004): An investigation into the detoxification of microcystin-LR by glutathione pathway in Balb/c mice. *Int.J.Biochem.Cell Biol.* 36, 931-941.
- GRIFFITHS, D.J., M.L. SAKER (2003): The Palm Island mystery disease 20 years on: a review of research on the cyanotoxin cylindrospermopsin. *Environ.Toxicol.* 18, 78-93.
- HAYMAN, J. (1992): Beyond the Barcoo-probable human tropical cyanobacterial poisoning in outback Australia. *Med. J. Aust.* 157, 794-796.
- HERMANSKY, S.J., S.J. STOHS, Z.M. ELDEEN, V.F. ROCHE, K.A. MEREISH (1991): Evaluation of potential chemoprotectants against microcystin-LR hepatotoxicity in mice. *J.Appl.Toxicol.* 11, 65-74.

## Gesundheitliche Bedeutung von Cyanobakterientoxinen in Badegewässern

- HINDMAN, S.H., M.S. FAVERO, L.A. CARSON, N.J. PETERSEN, L.B. SCHONBERGER, J.T. SO-  
LANO (1975): Pyrogenic reactions during haemodialysis caused by extramural endotoxin. *Lancet*.  
18, 732-724.
- HONKANEN, R.E., J. ZWILLER, R.E. MOORE, S.L. DAILY, B.S. KHATRA, M. DUKELOW, A.L.  
BOYNTON (1990): Characterization of microcystin-LR, a potent inhibitor of typ 1 and typ 2a protein  
phosphatase. *J.Biol.Chem.* 265, 19401-19404.
- HOOSER, S.B., V.R. BEASLEY, R.A. LOVELL, W.W. CARMICHAEL, W.M. HASCHEK (1989): Tox-  
icity of microcystin LR, a cyclic heptapeptide hepatotoxin from *Microcystis aeruginosa*, to rats and  
mice. *Vet. Pathol.* 26, 246-52.
- HOSEN, H. (1968): Lake algae as a specific allergen in respiratory allergy. *Rev.Allergy* 22, 477-482.
- HUMPAGE, A.R., R. FALCONER (2003): Oral toxicity of the cyanobacterial toxin Cylindrospermopsin in  
male swiss albino mice: determination of no observed adverse effect level for deriving a drinking  
water guideline value. *Environ.Toxicol.* 18, 94-103.
- ITO, E., A. TAKAI, F. KONDO, H. MASUI, S. IMANISHI, K. HARADA (2002): Comparison of protein  
phosphatase inhibitory activity and apparent toxicity of microcystins and related compounds. *Toxicon*  
40, 1017-1025.
- JOCHIMSEN, E.M., W.W. CARMICHAEL, J. AN, D.M. CARDO, S.T. COOKSON, C.E.M. HOLMES,  
M.B.DEC. ANTUNES, D.A. DE MELO FILHO, T.M. LYRA, V.S.T. BARRETO, S.M.F.O.  
AZEVEDO, W.R. JARVIS (1998): Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemo-  
dialysis center in Brazil. *N.Engl.J.Med.* 338, 873-878.
- JOHNSTONE, P. (1994): Guidelines for recreational use of water potentially containing cyanobacteria.  
Paper of the Algal Bloom Research Agriculture and Resource Management Council of Australia And  
New Zealand.
- KAISER, G. (2003): Doc Kaiser's microbiology website. Unter: <http://student.ccbcmd.edu>
- KALBE, L. (1984): Animal experiments on the oral toxicity of blue-green algae water blooms. *Limnologi-  
ca* (Berlin) 15, 559-562.
- KALBE, L., D. TIEB (1964): Entenmassensterben durch *Nodularia*-Wasserblüte am Kleinen Jasmunder  
Bodden auf Rügen. *Archiv für Experimentelle Veterinärmedizin* XVIII,3: 535-555.
- KAYA, K. (1996): Toxicology of microcystins. In: Watanabe, M.F., K. Harada, W.W. Carmichael, H.  
Fujiki (Ed.). *Toxic Microcystis*. CRC Press, Inc.
- KELETI, G., J.L. SYKORA, E.C. LIPPY, M.A. SHAPIRO (1979): Composition and biological properties  
of lipopolysaccharides isolated from *Schizothrix calcicola* (Ag.) Gomont (cyanobacteria).  
*Appl.Environ.Microbiol.* 38, 471-477.
- KELETI, G., J.L. SYKORA (1982): Production and properties of cyanobacterial endotoxins.  
*Appl.Environ.Microbiol.* 43, 104-109.
- KOTAK, B.G., S.L. KENEFICK, D.L. FRITZ, C.G. ROUSSEAU, E.E. PREPAS, S.E. HRUDEY (1993):  
Occurrence and toxicological evaluation of cyanobacterial toxins in Alberta lakes and farm dugouts.  
*Wat.Res.* 27, 495-506.

## Gesundheitliche Bedeutung von Cyanobakterientoxinen in Badegewässern

- KUIPER-GOODMANN, T., I. FALCONER, J. FITZGERALD (1999): Human health aspects. In: Chorus, I. & J. Bartram (Ed.) Toxic cyanobacteria in water: a guide to public health significance, monitoring and management. Published on the behalf of WHO by Spon/Chapman & Hall, London, in press.
- MCELHENNY, T.R., H.C. BOLD, R.M. BROWN, J.P. MCGOVERN (1962): Algae: a cause of inhalation allergy in children. *Ann.Allergy* 20, 739-743.
- MCELHENNY, T.R., J.P. MCGOVERN (1970): Possible new inhalant allergens. *Ann.Allergy* 28, 467-471.
- MCGOVERN, J.P., T.J. HAYWOOD, T.R. MCELHENNY (1966): Airborne algae and their allergenicity: II. Clinical and laboratory multiple correlation studies with four genera. *Ann.Allergy* 24, 145-149.
- MERILUOTO, J.A.Q., S.E. NYGARD, A.M. DAHLEM, J.E. ERIKSSON (1990): Synthesis, organotropism and hepatocellular uptake of two tritium-labeled epimers of dihydromicrocystin-LR, a cyanobacterial peptide toxin analog. *Toxicon* 28, 1439-1446.
- MITTAL, A., M.K. AGARWAL, D.N. SHIVPURI (1979): Respiratory allergy to algae: clinical aspects. *Ann.Allergy* 42, 253-256.
- NISHIWAKI-MATSUSHIMA, R., T. OHTA, S. NISHIWAKI, M. SUGANUMA, K. KOHYAMA, T. ISHIKAWA, W.W. CARMICHAEL, H. FUJIKI (1992): Liver tumor promotion by the cyanobacterial cyclic peptide toxin microcystin-LR. *J.Cancer Res.Clin.Oncol.* 118, 420-424.
- OHTAKE, A., M. SHIRAI, T. AIDA, N. MORI, K.-I. HARADA, K. MATSUURA, M. SUZUKI, M. NAKANO (1989): Toxicity of *Microcystis* species isolated from natural blooms and purification of the toxin. *Appl.Eviron.Microbiol.* 55, 3202-3207.
- PILOTTO, L.S. (1995): A study of health effects associated with recreational exposure to blue-green algae. Report by the National Centre For Epidemiology And Population Health at the Australian National University.
- PILOTTO, L.S., R.M. DOUGLAS, M.D. BURCH, S. CAMERON, M. BEERS, G.R. ROUCH, P. ROBINSON, M. KIRK, C.T. COWIE, S. HARDIMAN, C. MOORE, R.G. ATTEWELL (1997): Health effects of recreational exposure to cyanobacteria (blue-green) during recreational water - related activities. *Aust.N.Zealand J.Public Health* 21, 562-566.
- PFLUGMACHER, S., C. WIEGAND, A. OBEREMM, K.A. BEATTIE, E. KRAUSE, G.A. CODD, C.E.W. STEINBERG (1998): Identification of an enzymatically formed glutathione conjugate of the cyanobacterial hepatotoxin microcystin LR: The first step in detoxification. *Biochim.Biophys.Acta* 1425, 527-533.
- RAO, P.V., R. BATTACHARYA (1996): The cyanobacterial toxin microcystin -LR induced DNA damage in mouse liver in vivo. *Toxicol.* 114, 29-36.
- RAO, P.V., N. GUPTA, A.S. BHASKAR, R. JAYARAJ (2002): Toxins and bioactive compounds from cyanobacteria and their implications on human health. *J.Environ.Biol.* 23, 215-24.
- RAPALA, J., K. LAHTI, L.A. RÄSÄNEN, A.-L. ESALA, S.I. NIEMELÄ, K. SIVONEN (2002): Endotoxins associated with cyanobacteria and their removal during drinking water treatment. *Water Res.* 36, 2627-2635.

## Gesundheitliche Bedeutung von Cyanobakterientoxinen in Badegewässern

- ROBINSON, N.A., G.A. MIURA, C.F. MATSON, R.E. DINTERMAN, J.G. PACE (1989): Characterisation of chemically tritiated microcystin-LR and its distribution in mice. *Toxicol* 27, 1035-1042.
- RUNNEGAR, M.T., S. KONG, N. BERNDT (1993): Protein phosphatase inhibition and in vivo hepatotoxicity of microcystins. *Am.J.Physiol.* 265, G224-G230.
- SIVONEN, K., G. JONES (1999): Cyanobacterial toxins. In: Chorus, I. and J. Bartram (eds.) *Toxic cyanobacteria in water: a guide to public health significance, monitoring and management*. Published on the behalf of WHO by Spon/Chapman & Hall, London.
- SU, D. (1979): Drinking water and liver cell cancer. An epidemiologic approach to the etiology of this disease in China. *Chinese Med.J.* 92, 748-756.
- TAKENAKA, S. (2001): Covalent glutathione conjugation to cyanobacterial hepatotoxin microcystin LR by F344 rat cytosolic and microsomal glutathione S-transferases. *Environ.Toxicol.Pharmacol.* 9, 135-139.
- TIBERG, E., S. DREBORG, B. BJÖRKSTÉN (1995): Allergy to green algae (*Chlorella*) among children. *J.Allergy Clin.Immunol.* 96, 257-259.
- TURNER, P.C., A.J. GAMMIE, K. HOLLINRAKE, G.A. CODD (1990): Pneumonia associated with cyanobacteria. *Br.Med.J.* 300, 1440-1441.
- UBA (Umweltbundesamt) (2003): Empfehlung zum Schutz von Badenden vor Cyanobakterien-Toxinen. *Bundesgesundheitsbl.-Gesundheitsforsch-Gesundheitsschutz* 46, 530-538.
- UENO, Y., S. NAGATA, T. TSUTSUMI, A. HASEGAWA, M.F. WATANABE, H.-D. PARK, G.-C. CHEN, G. CHEN, S.-Z. YU (1996): Detection of microcystins, a blue-green algal hepatotoxin, in drinking water sampled in Haimen und Fusui, endemic areas of primary liver cancer in China, by highly sensitive immunoassay. *Carcinogenesis* 17, 1317-1321.
- WHO (World Health Organization) (Ed.) (1998): *Guidelines for drinking water quality*. Second edition. Addendum to Vol. 2. Health criteria and other supporting information. Geneva.
- WHO (World Health Organization) (Ed.) (2003): *Guidelines for safe recreational-water environments*. Vol. 1.: Coastal and fresh-waters. Geneva.
- YOSHIDA, T., Y. MAKITA, S. NAGATA, T. TSUTSUMI, F. YOSHIDA, M. SEKIJIMA, S.-I. TAMURA, Y. UENO (1997): Acute oral toxicity of microcystin-LR, a cyanobacterial hepatotoxin, in mice. *Nat.Tox.* 5, 91-95.
- YU, S.Z., Z.Q. CHEN, Y.K. LIU, Z.-Y. HUANG, Y.-F. ZHAO (1989): The aflatoxins and contaminated water in the etiological study of primary liver cancer. 37-44. In: Natori, S. et al.(Eds.) *Mycotoxins and phycotoxins '88*. Elsevier, Amsterdam.
- YU, S.Z. (1995): Primary prevention of hepatocellular carcinoma. *J.Gastroenterol.Hepatol.* 10, 674-682.

# 4 Ergebnisse des Forschungsvorhabens "Bedingungen für das Auftreten toxinbildender Cyanobakterien (Blaualgen) in bayerischen Seen und anderen stehenden Gewässern"

Katrin Teubner, Universität Wien, Fakultät für Lebenswissenschaften

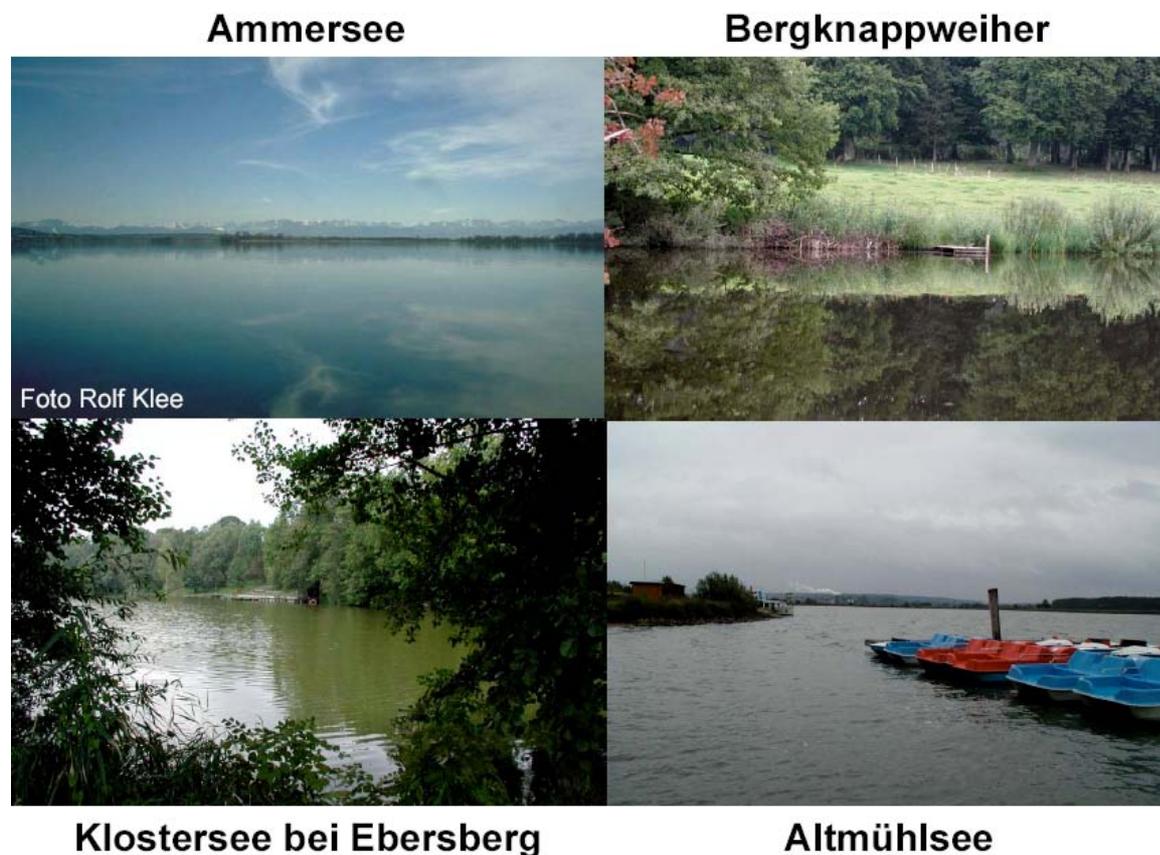
## 4.1 Einleitung

Cyanobakterien sind durch ihre prokaryontische Zellorganisation als Bakterien charakterisiert, aber funktional als Primärproduzenten zugleich mit anderen eukaryontischen „echten“ Algen vergleichbar. Primärproduzenten spielen eine Schlüsselrolle beim Aufbau von Biomasse in Ökosystemen und sind damit essentieller Bestandteil in einem Nahrungsnetz. Die Besonderheit der Pigmentierung der Cyanobakterien liegt in den photosynthetisch aktiven Phycobilinen, welche neben anderen Pigmenten wie Chlorophyllen und Carotinoiden in dem Photosyntheseapparat agieren. Den Namen „Blaualgen“ erhielten diese Organismen aufgrund der Färbung durch die Phycobiline, welche cyanblau oder burgunderrot aussehen und die übrigen Pigmente maskieren, d.h. „übertönen“, können. Da wie erwähnt die Organisationsstufe prokaryontisch ist und diese sich damit grundlegend von allen eukaryontischen Algen unterscheidet, ist die Bezeichnung Blaualgen irreführend und der Name Cyanobakterien zu bevorzugen.

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 sind damit in ihrer Vielfalt an Vertretern, von aquatischen bis terrestrischen Lebensräumen, unter verschiedenartigen Umweltbedingungen weit verbreitet. Cyanobakterien sind – in dem Ensemble mit weiteren photosynthetisch aktiven Mikroorganismen – ein natürlicher Bestandteil der Organismengemeinschaften der Binnengewässer.

Eine weitere Besonderheit der Cyanobakterien ist, dass einzelne Vertreter potentiell in der Lage sind Giftstoffe (Toxine) und andere geruchs- und geschmacksbeeinträchtigenden Stoffe zu bilden. Diese Begleiterscheinungen bei Massenentwicklungen von Cyanobakterien führen letztendlich zur Nutzungseinschränkung der Gewässer als Badegewässer, Trinkwasserreservoir oder Fischzuchtgewässer. Die möglichen Konsequenzen der Massenentwicklung solcher toxinbildenden Vertreter für andere Organismen im Ökosystem und den Menschen wird in CHORUS & BARTRAM (1999) und diesem Band beschrieben.

## Bedingungen für das Auftreten toxinbildender Cyanobakterien in bayerischen Seen und anderen stehenden Gewässern



**Abb. 1:** Die im Projekt zur Ursache der Cyanobakterienentwicklung hauptsächlich analysierten Gewässer sind der tiefe, wenig nährstoffreiche Ammersee, und drei flache, nährstoffreiche Gewässer: der Moorsee Bergknappweiher, der Klostersee und der Altmühlsee

Der hier vorliegende Artikel dagegen betont die Ökologie der Blaualgenentwicklung im Detail. Es werden im Folgenden Ergebnisse des vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft durchgeführten Forschungsprojektes dargestellt. Dieses hatte das Ziel, die Ursachen einer massiven und damit unerwünschten Cyanobakterienentwicklung in bayerischen Flachgewässern und im tiefen Ammersee zu untersuchen. Im Rahmen dieser Projektstudie sind der Ammersee, der Bergknappweiher und der Klostersee im Zeitraum August 2000 bis Dezember 2001 in monatlichem Intervall untersucht worden (Abb.1). Der Altmühlsee wurde vom Wasserwirtschaftsamt Ansbach bearbeitet.

Der Ammersee und der Bergknappweiher sind bei Weilheim (Obb.) 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 einer Fläche von 46,6 km<sup>2</sup>. Bergknappweiher, Klostersee und Altmühlsee haben eine maximale Gewässertiefe zwischen 2 und 2,5 m. Der Altmühlsee hat mit ca. 450 ha die größte Oberfläche dieser drei flachen Gewässer, gefolgt vom Bergknappweiher (5 ha) und Klostersee (4 ha). Eine ausführliche limnologische Beschrei-

## Bedingungen für das Auftreten toxinbildender Cyanobakterien in bayerischen Seen und anderen stehenden Gewässern

bung der untersuchten Gewässer, die Struktur und Dynamik des Phyto- und Zooplanktons sowie deren Interaktionen werden im Detail in TEUBNER et al. 2004 gezeigt, wobei der hier vorliegende Artikel sich auf die Cyanobakterien im Phytoplankton konzentriert.

### 4.2 Die planktischen Cyanobakterien und ihre Einteilung in Ökotypen

Makroskopisch auffällig treten die aufräumenden Sommerblüten von Cyanobakterien insbesondere in den drei flachen Gewässern auf, wie es beispielhaft für den Bergknappweiher (Abb. 2A-B) und den Klostersee (Abb. 2C) gezeigt wird. Diese Sommerblüten werden durch starke Biomasseentwicklungen von *Microcystis*-Taxa und *Aphanizomenon flos-aquae* gebildet.



Abb.2: Cyanobakterienblüten im Bergknappweiher (A-B) und Klostersee (C). *Aphanizomenon flos-aquae* bildet makroskopisch gut zu erkennende große Trichombündel (B), die im Gewässer aufräumen (A). Die aufgeräumten Kolonien diverser *Microcystis*-Taxa lässt die Gewässeroberfläche bei ruhigem Wetter schlierig grün erscheinen

## Bedingungen für das Auftreten toxinbildender Cyanobakterien in bayerischen Seen und anderen stehenden Gewässern

In Tab. 1 sind weitere Cyanobakterien der vier untersuchten bayerischen Gewässer aufgeführt. Alle drei den Cyanobakterien untergeordneten Gruppen, nämlich die Chroococcales, Oscillatoriales und Nostocales sind mit einer Vielzahl von Taxa vertreten. Häufige Vertreter der Cyanobakterien der vier Gewässer sind in Lichtmikroskopaufnahmen in Abb. 3 abgebildet. Die Vertreter der übrigen planktischen Algen, d.h. der Diatomeen (Bacillariophyceen), Dinoflagellaten, Cryptophyceen, Chlorophyta und Chrysophyceen sind in TEUBNER et al. (2004) in Kapitel 3.2 angeführt.

	AMMS EPI	AMMS META	BERG	KLOST	ALTM
<b>CYANOPHYCEAE (39 Taxa)</b>					
<b>Chroococcales</b>					
<i>Aphanocapsa</i>			X	X	-
<i>Aphanothece clathrata</i> WEST			X	X	-
<i>Chroococcus limneticus</i> LEMM.	+	---	X	X	-
<i>Chroococcus minutulus</i> KÜTZ. (NÄG.)	+	+	X	-	-
<i>Chroococcus</i> sp.	+	+	-	-	-
<i>Snowella 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 ichthyoblabe</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 naegeliana</i> (UNGER) ELINK.			X	-	-
<b>Oscillatoriales</b>					
<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.	+	+	-	-	-

## Bedingungen für das Auftreten toxinbildender Cyanobakterien in bayerischen Seen und anderen stehenden Gewässern

	AMMS EPI	AMMS META	BERG	KLOST	ALTM
<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	-
<b>Nostocales</b>					
<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 raceborskii</i> SENAYA et SUBBA RAJU			-	X	-
<i>Gloeotrichia</i> sp.			X	-	-

**Tab. 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; - = nicht nachgewiesen. (Daten ALTM von der Arbeitsgruppe D. Krause, Wasserwirtschaftsamt Ansbach)**

Die hohe Diversität von Cyanobakterien (ANAGNOSTIDIS & KOMÁREK 1985, 1988, KOMÁREK & ANAGNOSTIDIS 1986, 1989) spiegelt sich auch in einer Breite von 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 allgemein im nährstoffreichen Metalimnion aufhalten können (ZIMMERMANN 1969, KONOPKA 1982, 1989):

***Planktothrix rubescens***

3) Cyanobakterien mit Adaptation an einen ständigen räumlichen Wechsel im Lichtgradienten, d.h. Arten insbesondere mit Schwachlichtadaptation in gut durchmischten, epilimnetischen

## Bedingungen für das Auftreten toxinbildender Cyanobakterien in bayerischen Seen und anderen stehenden Gewässern

Schichten. Es sind Arten, die nicht zugleich N<sub>2</sub> 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.

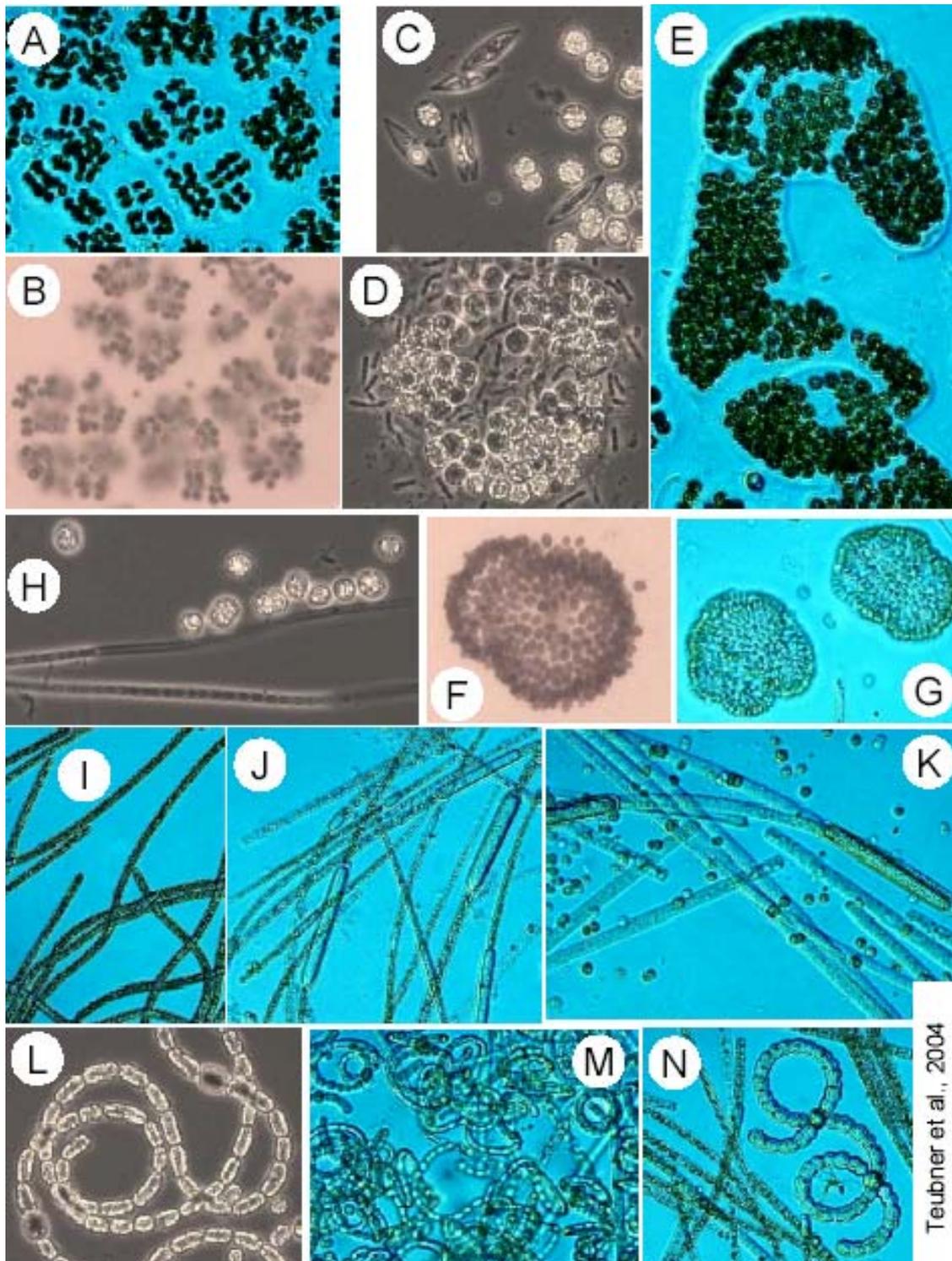
Sämtliche vier Ökotypen treten in den untersuchten bayerischen Gewässern auf (vergleiche mit Tab. 1). Im tiefen, mesotrophen Ammersee dominiert der Ökotyp 2, im Bergknappweiher und Altmühlsee eher die Ökotypen 1 und 4 und im Klostersee die Ökotypen 3 und 4.

### 4.3 Fördernde Faktoren für Massenentwicklungen von Cyanobakterien

Diese Vielfältigkeit bezüglich der Ökotypen bei planktischen Cyanobakterien geht allgemein mit einer Verschiedenartigkeit von limnologischen Bedingungen für die Massenentwicklungen einher. Eine Übersicht zu den verschiedenen Faktoren die die Cyanobakterienentwicklung fördern, wird in STEINBERG & HARTMANN (1988 a, b), BEHRENDT & OPITZ (1996) und DOKULIL & TEUBNER (2000) dargestellt. Die hier gegebene Übersicht lehnt sich an DOKULIL & TEUBNER (2000) 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 sommerlichen Massenentwicklung steht.
2. Für Cyanobakterien lässt sich eine Anpassung an Schwachlicht sowohl unter starken Fluktuationen (Vorkommen in Gewässern mit durchmischtem, trübem Epilimnion, Ökotyp 3), als auch unter permanentem Dämmerlicht (metalimnisches Vorkommen, Ökotyp 2) experimentell nachweisen. Eine Besonderheit beim Pigmentmuster der Cyanobakterien gegenüber eukaryontischen 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 eukaryontischen 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 CO<sub>2</sub>- bzw. hohen pH-Werten).

Bedingungen für das Auftreten toxinbildender Cyanobakterien  
in bayerischen Seen und anderen stehenden Gewässern



Teubner et al., 2004

Abb. 3: 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, CHANG 1988), *M. wesenbergii* (E), *Woronichinia compacta* (F-G), *Planktolynghya subtilis* (H), *Planktothrix rubescens* (I), *Aphanizomenon flos-aquae* mit Dauerzellen und Heterocysten (J-K), *Anabaena lemmermannii* mit Heterocysten (L-M), *A. flos-aquae* mit Heterocysten und *Aphanizomenon flos-aquae* (N). Klostersee (A-E, H-I, L), Bergknappweiher (G, K, M, N), Ammersee (I), Altmühlsee (J).

## Bedingungen für das Auftreten toxinbildender Cyanobakterien in bayerischen Seen und anderen stehenden Gewässern

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 1996, TEUBNER et al. 1999).
5. Die unterschiedlichen algenverfügbaren Stickstoffressourcen begünstigen verschiedene Phytoplanktongruppen. Bei Abwesenheit von  $\text{NO}_3\text{-N}$  und  $\text{NH}_4\text{-N}$  entwickeln sich bevorzugt Luftstickstoff-fixierende Cyanobakterien gegenüber allen übrigen Phytoplanktern. Beim Dargebot von  $\text{NH}_4\text{-N}$  werden die Nicht-Luftstickstoff-fixierenden Cyanobakterien gegenüber den eukaryontischen Phytoplanktern und beim Dargebot von  $\text{NO}_3\text{-N}$  die eukaryontischen 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 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-heterotrophen Metabolismus um (ZOTINA et al 2003), können also auch organische Stoffe als Kohlenstoffquelle nutzen.
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 Verlustraten durch Grazing auf.
12. Die Exkretion von Toxinen (CHORUS & BARTRAM 1999) 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 (Abb. 4). Bei der Sanierung von Gewässern mit Cyano-

## Bedingungen für das Auftreten toxinbildender Cyanobakterien in bayerischen Seen und anderen stehenden Gewässern

bakterienmassenentwicklungen wird dementsprechend auf eine Reduktion von Nährstoffen einerseits und eine Biomanipulation andererseits gesetzt.

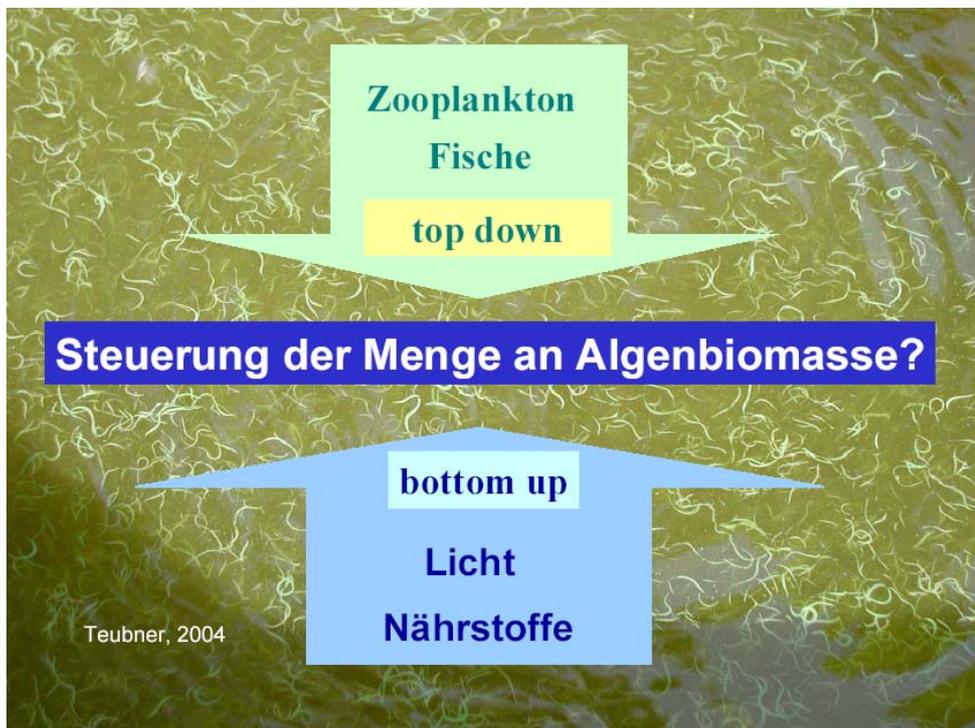


Abb. 4: Vereinfachtes Schema zur direkten und indirekten Steuerung der Phytoplanktonbiomasse

### 4.4 Abhängigkeit der Cyanobakterienentwicklung von der Jahreszeit

Im Folgenden wird die Abhängigkeit der Biomasse der Cyanobakterien von Nährstoffen und Licht („bottom up“) für die bayerischen Seen gezeigt, wobei viele der oben erwähnten 12 allgemeinen Punkte hier relevant sind. Die Steuerung der Cyanobakterienbiomasse über die Nahrungskette wird bei MORSCHIED (Harald) in diesem Band sowie in TEUBNER et al. (2004, Kap. 3.3) detaillierter betrachtet.

Wie unter Punkt 1 der 12 oben erwähnt, lassen sich Cyanobakterienblüten phänomenologisch für den Sommer beschreiben, auch wenn diese photosynthetischen Prokaryonten mit verschiedenen Vertretern durchaus das ganze Jahr über vorhanden sind. Diese jahreszeitlich unterschiedliche Präsenz der Cyanobakterien trifft auch für die vier untersuchten bayerischen Seen zu und wird mit der Abb. 5 beispielhaft für den Moorsee Bergknappweiher gezeigt. Während im Winter und Frühjahr die vorherrschenden Phytoplanktongruppen die Kieselalgen (Diatomeen, Bacillariophyceen) und Grünalgen (Chlorophyta) sind, nehmen die Cyanobakterien einen geringen Anteil ein. Mit dem Übergang zum Sommer und der damit einhergehenden thermischen Schichtung, der

## Bedingungen für das Auftreten toxinbildender Cyanobakterien in bayerischen Seen und anderen stehenden Gewässern

Erhöhung der Wassertemperatur und den veränderten Nährstoff- und Lichtverhältnissen, entwickelt sich eine Phytoplanktongemeinschaft, die stark durch die Cyanobakterien geprägt ist. Der sommerliche Anteil der Cyanobakterien am Phytoplanktonbiovolumen erreicht beispielsweise im Bergknappweiher 65 %. Die Cyanobakterienentwicklung durchläuft dabei die Sukzession von diversen chroococcalen *Microcystis*-Taxa im Juni hin zu fädigen Nostocales wie *Anabaena* und *Aphanizomenon*-Taxa im Spätsommer bis Herbst (Juli-Oktober, Abb. 5).

Die Ursachen der Cyanobakterienbildung in den vier bayerischen Gewässern sind – obwohl sie alle durch massive Sommerblüten gekennzeichnet sind – verschieden und bedingen dementsprechend, wie oben erwähnt, auch verschiedene Cyanobakterien-Ökotypen.

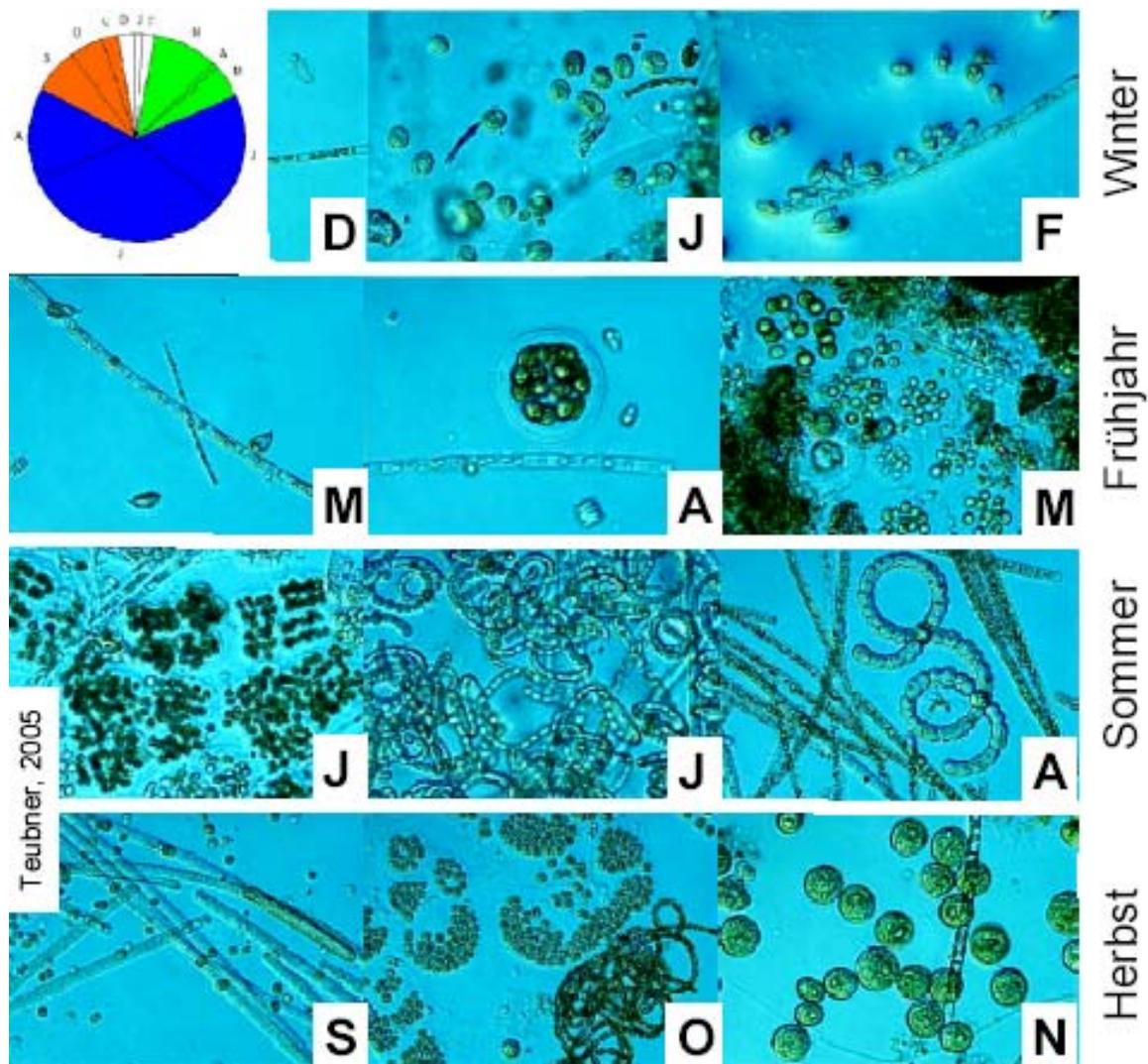


Abb. 5: Änderung der Phytoplanktonzusammensetzung im Bergknappweiher im Jahresverlauf. Die saisonalen Biovolumenanteile am Gesamtjahres-Phytobiovolumen sind im Kreisdiagramm dargestellt und betragen für den Winter 5 % (weiss), das Frühjahr 15 % (grün), den Sommer 65 % (blau) und den Herbst 15 % (orange)

## 4.5 Limnologische Charakterisierung von Gewässern mit Cyanobakteriendominanz

Eine Übersicht der limnologischen Charakteristik der 4 Gewässer, auch im Vergleich zu weiteren Gewässern, ist in der Hauptkomponentenanalyse (engl. Principal Component Analysis, PCA) gegeben (Abb. 6). Hier werden die Gewässer entsprechend hoher oder niedriger Werte der limnologisch charakterisierenden Parameter grafisch angeordnet. Die Punkte repräsentieren die Gewässer, die Vektoren die limnologischen Eigenschaften, nach denen die Gewässer als ähnlich oder unähnlich charakterisiert werden (Biplot-Darstellung). Dabei werden die Gewässer zu 48 % durch die Faktoren charakterisiert, die am meisten in Richtung der x-Achse zeigen (1. Hauptkomponente) und nur noch zu 16 % in Richtung der y-Achse (2. Hauptkomponente).

Die vier untersuchten bayerischen Gewässer mit Cyanobakteriendominanz lassen sich limnologisch klar in zwei Gruppen einteilen. Die Punkte der beiden Seengruppen, d.h. Altmühlsee, Bergknappweiher und Klostersee 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 die meiste Information, was am hohen Varianzanteil von 48 % zum Ausdruck kommt, Abb.6). Die Nähe der Punkte für den Altmühlsee, den Klostersee und den Bergknappweiher verweist auf die limnologische Ähnlichkeit zwischen diesen Gewässern. 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 ( $z_{eu}/z_{mix}$ ) 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  $z_{mix}/z_{eu}$  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).

Die drei cyanobakteriendominierten bayerischen Flachseen, insbesondere der Altmühlsee, ist nach den in Abb. 1 berücksichtigten limnologischen Parametern mit den Berliner Flußseen vergleichbar. In all diesen Gewässern treten die oben charakterisierten Cyanobakterien der Ökotypen 1, 3 und 4 auf. 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,  $NO_3-N$ ,  $NH_4-N$  sind nach Abb. 6 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 bei Kempten. In den beiden tiefen mesotrophen alpinen Seen, dem Ammersee und Mondsee, ist seit Jahren die Biomasseentwicklung von *Planktothrix rubescens* bekannt (Ökotyp 2, DOKULIL et al. 2000, weitere alpine Seen s. SAMPL 1999; weitere Details zum Ammersee s.u. und MORSCHEID, Heike, dieser Band).

# Bedingungen für das Auftreten toxinbildender Cyanobakterien in bayerischen Seen und anderen stehenden Gewässern

## PCA: Allgemeine Limnologische Charakteristik

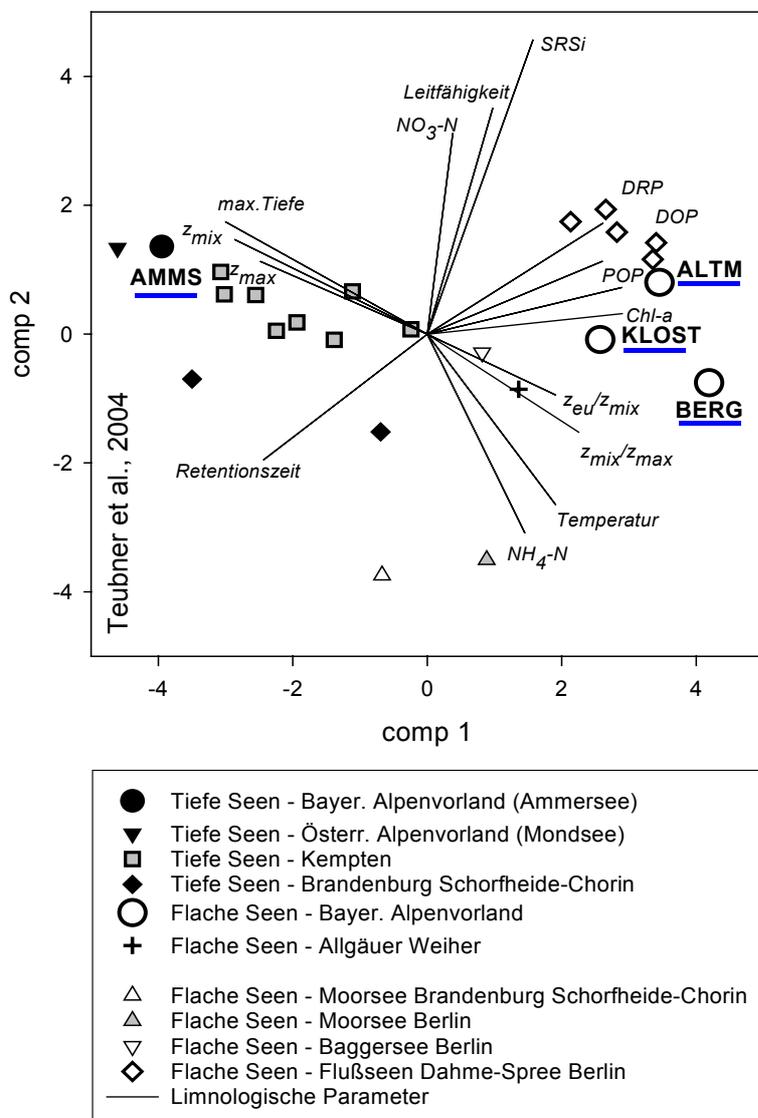


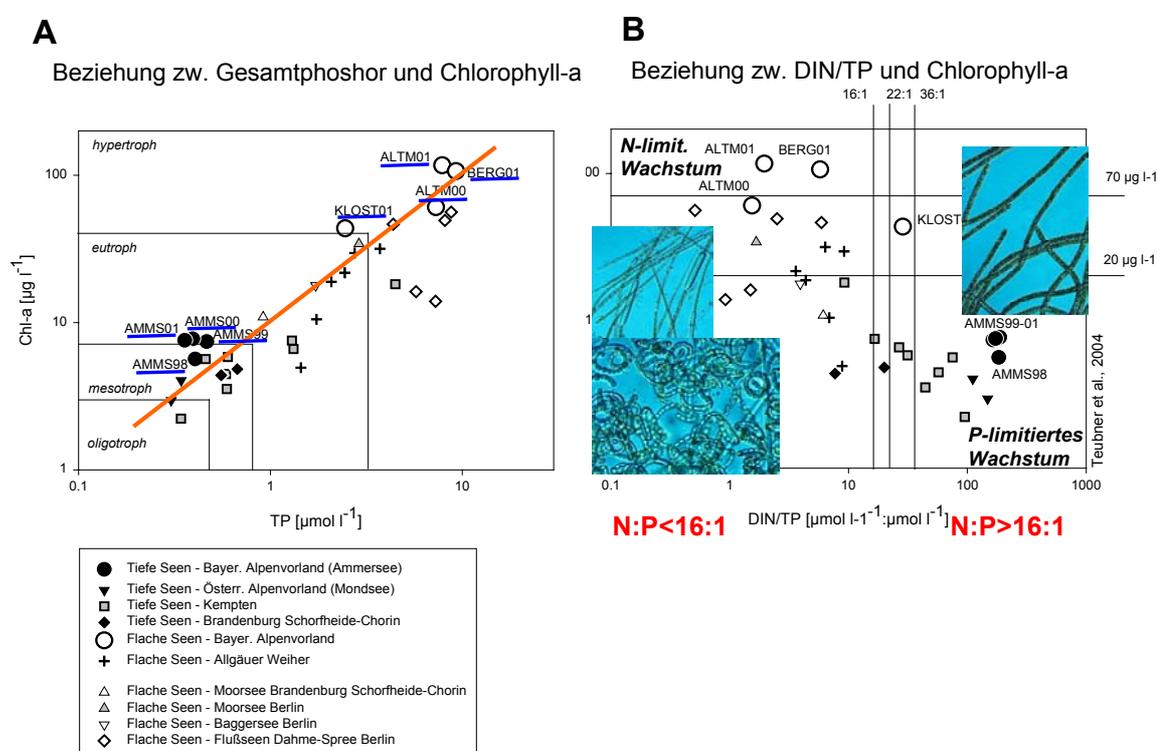
Abb. 6 Darstellung der Ergebnisse einer Hauptkomponentenanalyse (PCA) zur limnologischen Charakterisierung der vier untersuchten Gewässer im Vergleich mit anderen Gewässern\*. Die Punkte repräsentieren die Gewässer, die Vektoren die limnologischen Eigenschaften, nach denen die Gewässer als ähnlich oder unähnlich charakterisiert werden (Biplot-Darstellung)

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; comp 1: 1. Hauptkomponente (48 % Varianz), comp 2: 2. Hauptkomponente (16 %)

\*Der Vergleich mit anderen, meist cyanobakteriendominierten Gewässern konzentriert sich im wesentlichen auf die Region Berlin-Brandenburg (TEUBNER 1996), das Allgäu und Mittelfranken (Daten Wasserwirtschaftsämter Kempten und Ansbach) und das österreichische Alpenvorland (Limnologisches Institut der Österreichischen Akademie der Wissenschaften in Mondsee und Österreichisches Bundesamt für Wasserwirtschaft, Bundesanstalt für Fischereiwirtschaft in Scharfling). 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)

## Bedingungen für das Auftreten toxinbildender Cyanobakterien in bayerischen Seen und anderen stehenden Gewässern

Die Algenbiomassen, abgeleitet aus den Chlorophyll a-Konzentrationen, korrelieren in den vier bayerischen Seen signifikant mit den Konzentrationen der drei Phosphorkomponenten (DRP, DOP, POP), dem Silizium (SRSi) und dem  $\text{NH}_4\text{-N}$  (Details s. Abb. 4 in Kapitel 3.1 in TEUBNER et al. 2004). Diese positive Korrelation besagt, dass um so höhere Chlorophyllkonzentrationen (Chl-a) gemessen werden, je höher die Konzentration dieser Nährstoffe ist. Umgekehrt ergeben sich insbesondere niedrige Chlorophyllwerte in den vier bayerischen Seen mit hoher Gewässertiefe, geringer Verweilzeit des Wassers und hohen Durchmischungstiefen. In den vier Seen sind hohe Algenbiomassen, d.h. hohe Chl. a-Werte, mit Massenentwicklungen von Cyanobakterien gleichzusetzen, da letztere in diesen Seen einen Biovolumenanteil von wenigstens 60 % am Phytoplankton im Sommer einnehmen.



**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. In Analogie zu Abb. 2 wurde diese Beziehung auch für andere Gewässer des Alpenvorlandes und Berlin-Brandenburg gezeigt. Einstufung nach FORSBERG & RYDING (1980); Oberflächenproben gemittelt von Juni – September. Datenherkunft zu den übrigen Seen s. Abbildungsunterschrift 1\*

Die trophische Einstufung der vier Gewässer nach FORSBERG & RYDING (1980) 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. 7A). Im Klostersee entwickeln sich bei vergleichsweise niedrigeren TP-Konzentrationen niedrigere Algenbiomassen. Die ersten beiden Seen lassen sich klar als hypertroph, der letztere See als eu- bis hypertroph einstufen. Diese Einstufung von Altmühlsee, Bergknappweiher und

## Bedingungen für das Auftreten toxinbildender Cyanobakterien in bayerischen Seen und anderen stehenden Gewässern

Klostersee als ähnlich nährstoffreiche Gewässer steht im Einklang mit der oben gezeigten limnologischen Ähnlichkeit und der Bewertung durch die Phyto- und Zooplanktonzusammensetzung (s. Tab. 1 und MORSCHIED Harald, dieser Band). Als deutlich nährstoffärmer, d.h. meso- bis schwach eutroph, lässt sich der Ammersee einschätzen, was sich wiederum in der Limnologie und der Bewertung der Planktongemeinschaften widerspiegelt.

Der Vergleich mit ausgewählten anderen Gewässern zeigt, dass der Ammersee etwas nährstoffreicher als der im österreichischen Salzkammergut gelegene Mondsee ist. In beiden Seen war im Untersuchungszeitraum *Planktothrix rubescens* regelmäßig vorhanden, wenn auch im Mondsee mit deutlich niedrigeren Biovolumina (Dokulil, unveröffentlicht). TP-Konzentrationen auf dem Niveau des Altmühlsees und des Bergknappweiher 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.

### 4.6 Der Einfluss von Nährstoffverhältnissen

Neben der absoluten Menge an Nährstoffen ist auch deren Verhältnis zueinander von entscheidender Bedeutung für die Algenentwicklung. In der Abb. 7B wird das N:P-Verhältnis in Beziehung zum Chlorophyll gestellt. Das N:P-Verhältnis fließt hier als Relation zwischen dem anorganischen Stickstoff und dem Gesamtposphor 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 potentielle P-Limitation der Phytoplanktonentwicklung, 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.

Das Phytoplankton, detailliert in TEUBNER et al. (2004) im Kapitel 3.2.1 beschrieben, verweist darauf, 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 Heterocysten, zu binden. Solche Heterocysten wurden in beiden Seen zum Zeitpunkt der massiven Entwicklung dieser Arten gefunden (s. auch Abb. 3J, K, M, N). Die Heterocysten sind eine notwendige Voraussetzung für die Stickstoff-Fixierung. Das Vorhandensein solcher Zellen sagt aber nicht zwangsläufig, dass wirklich N<sub>2</sub> 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. In den beiden Seen ohne Stickstofflimitation, d.h. im Ammersee und im Klostersee, spielen die Luftstickstoff-fixierenden, nostocalen Cyanobakterien quantitativ keine Rolle.

## Bedingungen für das Auftreten toxinbildender Cyanobakterien in bayerischen Seen und anderen stehenden Gewässern

Die physiologische Aufnahme der Makro-Nährelemente Stickstoff, Phosphor und Silizium durch die Planktongemeinschaft erfolgt annähernd in den molaren Proportionen von 16:1:17 (Abb. 8). Wenn im Gewässer die Nährelemente in etwa in diesen optimalen Proportionen vorliegen, kann sich das Phytoplankton optimal entwickeln.



Abb. 8: Das stöchiometrische Optimum der Makronährelemente Stickstoff (N), Phosphor (P) und Silizium (Si) wird als molares Verhältnis von N:P:Si mit 16:1:17 abgeschätzt. Si ist allein für den Zellaufbau der Kieselalgen (Diatomeen) und Goldalgen (Chrysophyceen) notwendig, N und P dagegen für alle autotrophen Phytoplanktongruppen. Die Diatomeen benötigen daher zum Aufbau ihrer Biomasse in etwa 16 mol N, 1 mol P und 17 mol Si. Die verschiedene Schriftgröße für N, P und Si spiegelt die Proportionen dieses physiologischen Optimums wider. Weitere Details sind insbesondere in TEUBNER (2001, 2003), TEUBNER & DOKULIL (2002) und TEUBNER et al. (2003 a) beschrieben

Die Nährstoffproportionen zwischen N:P:Si in den vier Gewässern sind in Abb. 5 dargestellt. Die Grafiken sind dabei bereits in dem physiologischen Verhältnis von N:P:Si = 16:1:17, d.h. in den Proportionen der durchschnittlichen Nährstoffaufnahme von Planktongemeinschaften, skaliert. Das bedeutet, dass ein vorliegendes optimales Verhältnis genau in der Mitte der Dreiecke abgebildet wird.

Anhand der Grafiken lässt sich im Altmühlsee und im Bergknappweiher eine hohe saisonale Dynamik der N:P:Si-Verhältnisse nachweisen. In beiden Seen wechseln die N:P-Verhältnisse von

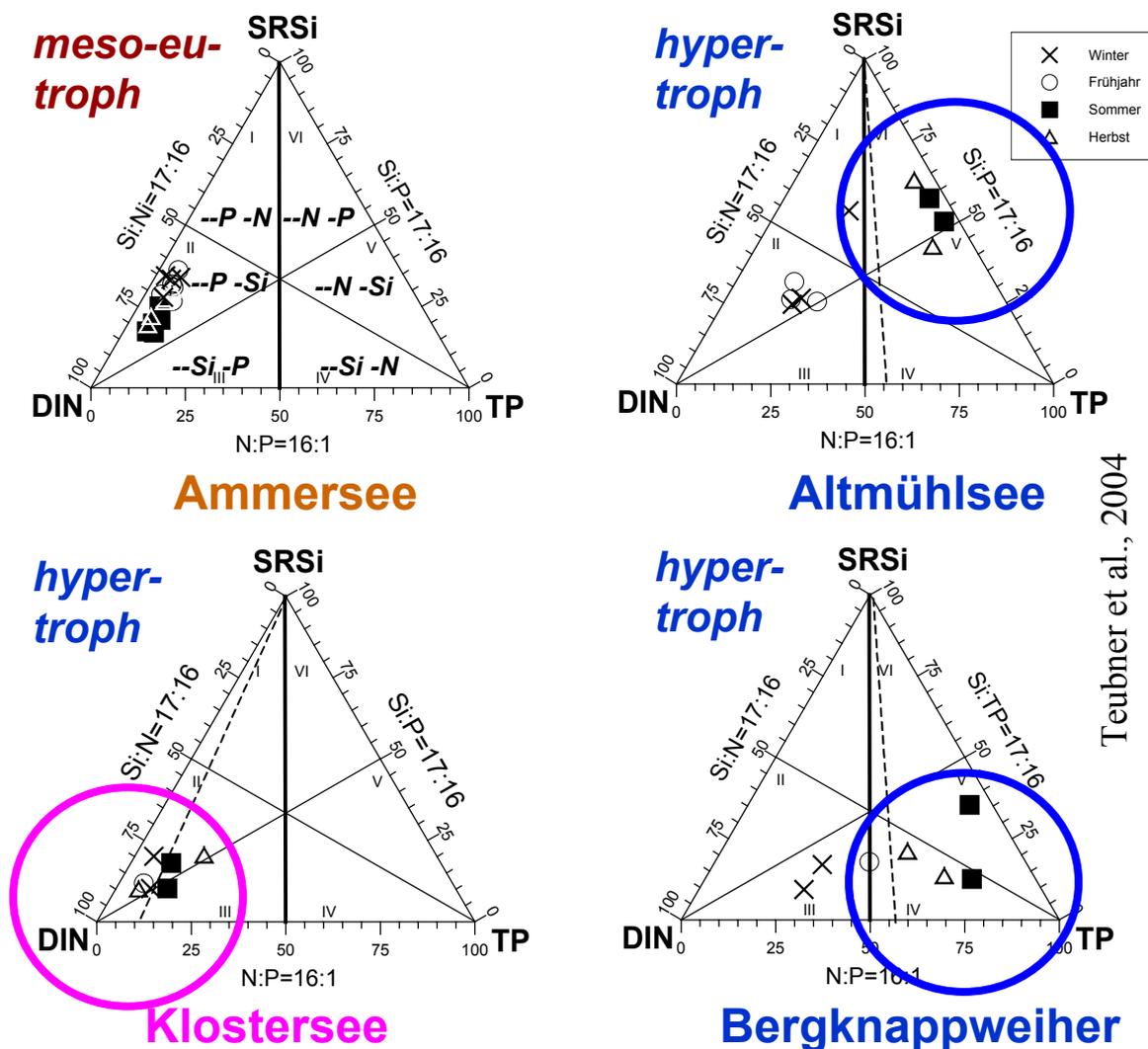
## Bedingungen für das Auftreten toxinbildender Cyanobakterien in bayerischen Seen und anderen stehenden Gewässern

größer 16:1 im Winter-Frühjahr zu kleiner 16:1 im Sommer-Herbst (Abb. 9). 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 begünstigen, wie oben bereits erwähnt, das Auftreten nostocaler Cyanobakterien, hier hauptsächlich von *Aphanizomenon*- und *Anabaena*-Taxa. Die Nährstoffproportionen in Abb. 8 sind in dem physiologischen Verhältnis von N:P:Si=16:1:17, d.h. in den Proportionen der durchschnittlichen Nährstoffaufnahme von Planktongemeinschaften, skaliert. Die Skalierung in physiologischen Proportionen offenbart, dass in beiden Gewässern die saisonalen Schwankungen in erster Linie auf die hohe Variabilität von anorganisch gelöstem Stickstoff (DIN) zurückzuführen sind. Grafisch lässt sich dies an der großen Streubreite der Punkte zwischen dem DIN-Eckpunkt und der SRSi-TP-Achse ablesen (Abb. 9). Wie bereits erwähnt, können nostocale Cyanobakterien Luftstickstoff binden und somit in Gewässern mit relativ stark schwankendem Stickstoffangebot den zeitweiligen N-Mangel gut kompensieren. Das Element mit der nächst niedrigsten Schwankungsbreite ist im Altmühlsee das Silizium, im Bergknappweiher der Phosphor.

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. 9). 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 im Klostersee 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. Unter Berücksichtigung 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. Die relativ hohen Konzentrationen an algenverfügbaren Stickstoffverbindungen auf einem hohen Phosphorniveau führen damit zur Massentwicklung von chroococcalen Cyanobakterien (*Microcystis* spp.), aber zum Ausbleiben der nostocalen Cyanobakterien im Klostersee.

Das limitierende Element der 3 Nährelemente 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.

Bedingungen für das Auftreten toxinbildender Cyanobakterien  
in bayerischen Seen und anderen stehenden Gewässern



Teubner et al., 2004

Abb. 9: Jahreszeitliche Proportionen zwischen Makronährelementen als DIN:TP:SRSi-Verhältnisse in den vier untersuchten Seen. Infolge der Skalierung der drei Elemente in den physiologischen Optimumsverhältnissen 16:1:17 (Details s. Abb. 8), 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 „-“ in der Teilabbildung für den Ammersee angezeigt, gilt aber auch für die anderen 3 Teilgrafiken. So wird beispielsweise 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. Für die drei hypertrophen Gewässer sind Punkte mit  $N:P < 16:1$  blau eingekreist (in diesen Seen dominieren zugleich  $N_2$ -fixierende Cyanobakterien), Punkte mit  $N:P > 16:1$  pink markiert (See zugleich durch Dominanz von Nicht- $N_2$ -fixierenden Cyanobakterien charakterisiert). Details s. Text

## Bedingungen für das Auftreten toxinbildender Cyanobakterien in bayerischen Seen und anderen stehenden Gewässern

### 4.7 Einfluss der Tiefenverteilung im Ammersee

Die Verteilung der Chlorophyll a-Konzentration, die Abnahme der Lichtintensität und der thermische Widerstand gegen die Durchmischung in der Wassersäule des Ammersees ist beispielhaft für den 16.8.1998 dargestellt (Abb. 10).

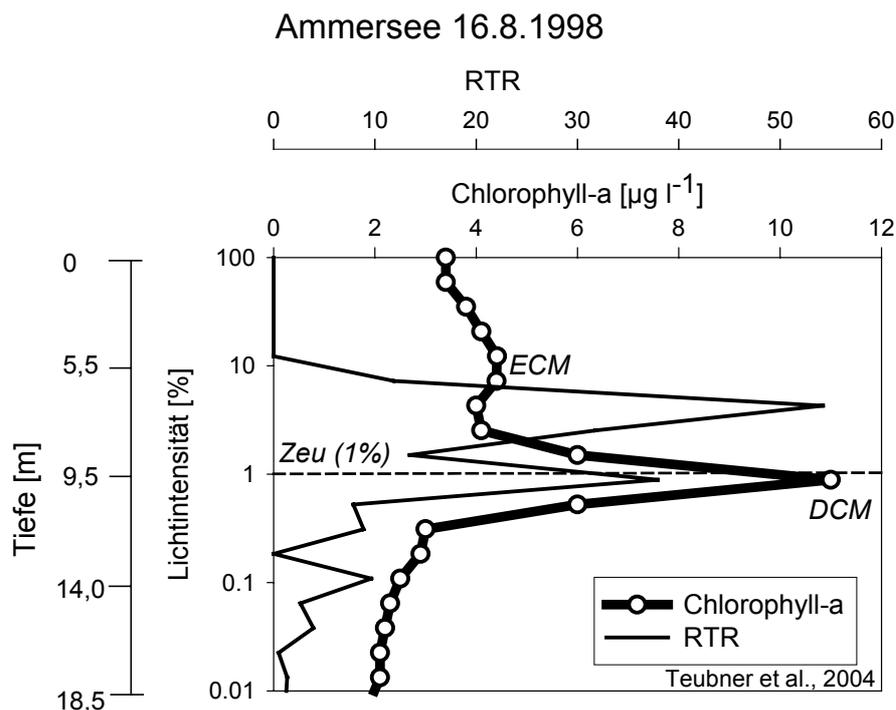
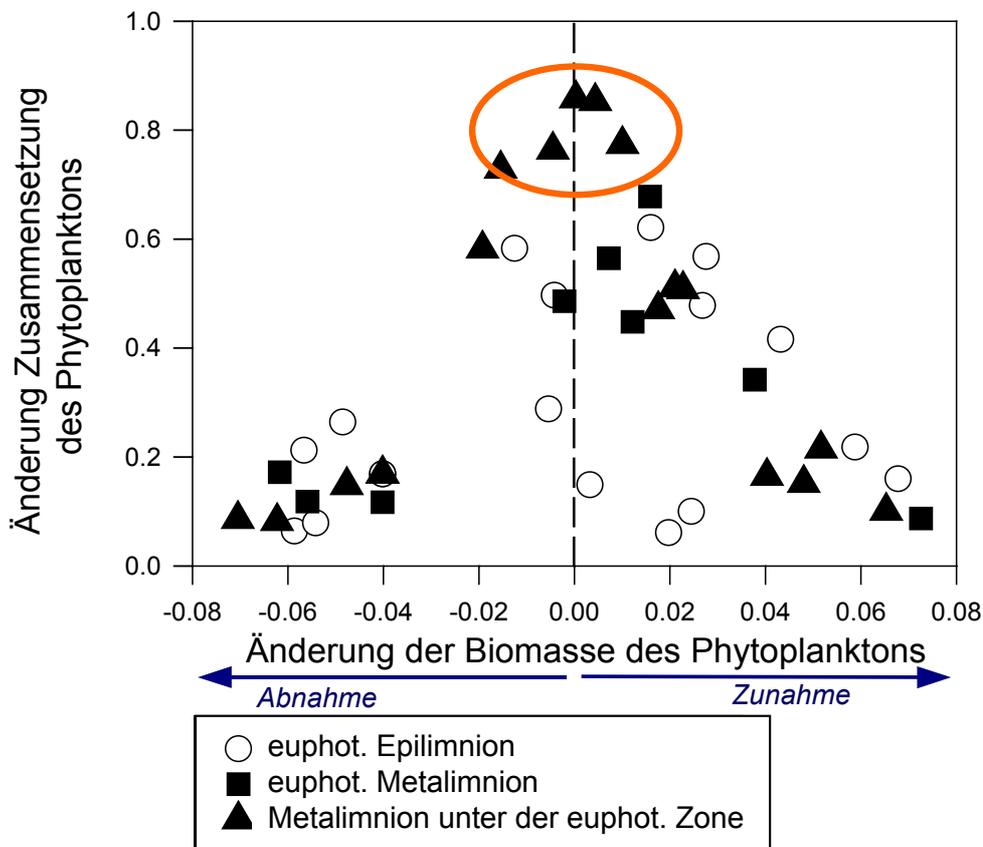


Abb. 10: Tiefenverteilung der Algenbiomasse und thermische Schichtung von 0-18 m am 6.7.1998 im Ammersee: Konzentration von Chlorophyll a (Chl-a, Haardt-Fluoreszenz) und Wert des thermischen Widerstandes gegen die Durchmischung in der Wassersäule (Stabilität; RTR, Differenzwert aus der jeweils darüberliegenden 1 m-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 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 (RTR) 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 ( $z_{mix}$ ). Damit reicht die euphotische Zone, d.h. die Wasserschicht bei der wenigstens 1 % des Lichtes noch photosynthetisch verfügbar ist, tiefer als das Epilimnion (euphotisches Metalimnion). In Abb. 11 wird dazu ein Vergleich der Planktongemeinschaften im Epilimnion, im euphotischen Metalimnion und im Metalimnion unter der euphotischen Zone gezeigt.

## Bedingungen für das Auftreten toxinbildender Cyanobakterien in bayerischen Seen und anderen stehenden Gewässern



**Abb. 11:** Änderung der Phytoplanktonzusammensetzung in Abhängigkeit von der Änderung der Phytoplanktonbiomasse in den drei Wasserschichten: euphotisches Epilimnion, euphotisches Metalimnion und Metalimnion unter der euphotischen Zone. Die Änderung der Zusammensetzung in den drei Schichten ist nach dem Bray-Curtis-Index berechnet und zeigt die Ähnlichkeit zwischen zwei aufeinanderfolgenden Probenahmen. Keine Änderung der Phytoplanktonzusammensetzung wird mit dem Wert 1 angezeigt (=100 %ige Übereinstimmung in der Artenzusammensetzung, Stabilität der Zusammensetzung vom Phytoplankton), vollkommene Änderung mit dem Wert 0. Die höchste Stabilität der Phytoplanktonzusammensetzung wird im Metalimnion unter der euphotischen Zone erreicht (orange Einkreisung). Die Änderung der Biomasse des Phytoplanktons in denselben Zeitintervallen ergibt sich mit einer Abnahme (Werte < 0) oder Zunahme (Werte > 0). Der Wert Null zeigt eine gleichbleibend hohe Biomasse zwischen zwei Probenahmen, d.h. weder eine Zu- noch eine Abnahme der Biomasse an. Details s TEUBNER et al. 2003 b

Von besonderem Interesse ist dabei, wie stark sich die Zusammensetzung der Planktongemeinschaft je Wassertiefe im Jahresverlauf ändert. Es hat sich gezeigt, dass die Änderung des Phytoplanktons im Ammersee allgemein am niedrigsten ist, wenn sich auch die Biomasse des Phytoplanktons nicht ändert. Oder anders herum gesagt: eine starke Zunahme oder Abnahme der Phytoplanktonbiomasse bedingt zugleich auch eine starke Veränderung der Artenzusammensetzung. Beim Vergleich der Phytoplanktongemeinschaften der drei zuvor genannten Tiefenschichten, erreicht das Phytoplankton im Metalimnion unter der euphotischen Zone die höchste Stabilität in seiner Artenzusammensetzung. Dieses Phytoplankton ist geprägt durch die Dominanz von *Planktothrix rubescens*, besteht aber auch aus einer Reihe von Kieselalgen, Dinophyceen, Chlorophyta und Chrysophyceen (TEUBNER et al. 2003 und 2004).

## Bedingungen für das Auftreten toxinbildender Cyanobakterien in bayerischen Seen und anderen stehenden Gewässern

Eine weitere Besonderheit der metalimnischen Schicht im Ammersee ist, dass sich die Biomassen dort mit nur ca. 1 % Lichtintensität stärker entwickeln, als in der oberflächennahen, epilimnetischen Schicht mit einer durchschnittlich verfügbaren Lichtintensität von 11 % (Abb. 12B). Die Biomasse des Phytoplanktons wird wiederum als Chlorophyllkonzentration ausgedrückt. Die signifikant höheren Chlorophyllkonzentrationen der tiefen Wasserschicht im Vergleich mit dem Epilimnion werden in einer Box-Whisker-Darstellung in Abb. 12D gezeigt. Die statistische Signifikanz wird grafisch durch das Nicht-Überlappen der Kerben in den Boxen angezeigt.

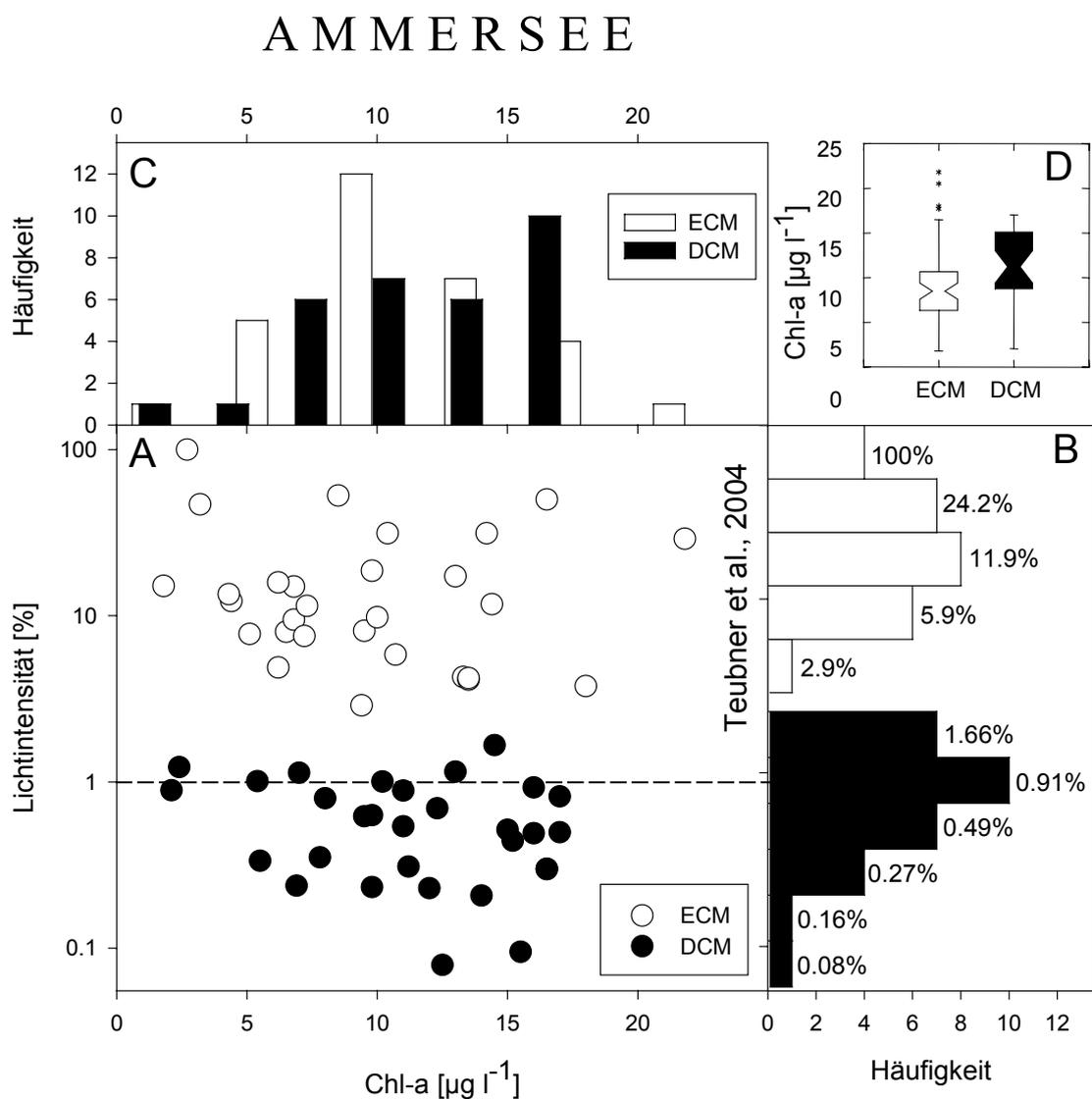


Abb. 12: Chlorophyllkonzentrationen und Lichtintensität in dem Bereich der Chlorophyllmaxima im Epilimnion (ECM, epilimnetic chlorophyll maximum) und in der tieferen Wasserschicht (DCM, deep chlorophyll maximum) für den Zeitraum von 1998 bis 2001 im Ammersee. (A): Chlorophyll a gegen die Lichtintensität; (B): Häufigkeitsverteilung der Lichtintensitäten; (C): Chlorophyllkonzentrationen 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

## Bedingungen für das Auftreten toxinbildender Cyanobakterien in bayerischen Seen und anderen stehenden Gewässern

Damit lag im Ammersee der Schwerpunkt der Algenbiomassenentwicklung im Untersuchungszeitraum nicht im euphotischen Epilimnion sondern im Dämmerlicht der tieferen Schichten knapp unterhalb der euphotischen Zone. Im Jahr 1998 zeigte das Tiefenprofil der drei Phosphorfraktionen (ohne Abb.), dass die Planktonbiomasse hauptsächlich im Epilimnion gebildet wird und zwar bei relativ niedrigen Konzentrationen von algenverfügbarem anorganischen (DIP) und organisch-gelösten Phosphor (DOP). In den metalimnetischen Wasserschichten um 10 m Tiefe nahm die Konzentration von DIP und DOP relativ zu, aber um so weniger Phosphor wurde partikulär in Biomasse eingebaut. In den letzten Jahren (1999-2001) hat sich diese Relation zwischen oberflächennahen, epilimnetischen Schichten und Metalimnion umgekehrt: Ein um so höherer Anteil Phosphor wurde im Metalimnion in die Biomasse eingebaut, dagegen ein um so geringerer Anteil im Epilimnion.

Damit hat sich in den letzten Jahren, im Zuge der Reoligotrophierung (LENHART 1987, 2000, KUCKLENTZ et al. 2001, MORSCHEID & MORSCHEID 2001, MORSCHEID 2002), die Produktivität im Ammersee von den epilimnetischen, lichtdurchfluteten Schichten in die tiefer gelegenen metalimnetischen Schichten verlagert. Der See hat sich „auf den Kopf gestellt“ (TEUBNER et al. 2004). Das Profitieren der metalimnetischen Phytoplanktongemeinschaft, mit Dominanz von *Planktothrix rubescens*, auf Kosten der epilimnetischen Gemeinschaft lässt sich physiologisch durch folgende Faktoren erklären:

- Die zunehmende Durchlichtung tieferer Wasserschichten durch höhere Transparenz im Epilimnion infolge des Rückgangs der oberflächennahen Biomasse.
- Die physiologische Akklimatisation an geringe Lichtintensitäten und wahlweise mixotrophe Ernährungsweise von *Planktothrix rubescens* (ZOTINA et al. 2003) und anderen spezifischen Algen dieser Wasserschicht (weitere Details s. TEUBNER et al. 2003 b und 2004).
- Die Verlängerung der sommerlichen Schichtungsperiode um ca 15 Tage per Dekade im Ammersee ist eine Auswirkung der Klimaänderung und bedingt eine stärkere und langanhaltendere Etablierung von *Planktothrix rubescens* in der metalimnetischen Planktongemeinschaft (TEUBNER et al 2005).

### 4.8 Zusammenfassung

Die Cyanobakterien sind ein natürlicher Bestandteil der Planktongemeinschaften in Seen. Die Ursache der massiven Cyanobakterienentwicklung in den vier untersuchten bayerischen Gewässern wird überwiegend auf das relativ hohe Nährstoffniveau zurückgeführt. Die drei untersuchten Flachseen, der Klostersee bei Ebersberg, der Moorsee Bergknappweiher und der Altmühlsee sind als nährstoffreich (hypertroph), der tiefe Ammersee als relativ nährstoffarm (meso-eutroph) einzustufen.

## **Bedingungen für das Auftreten toxinbildender Cyanobakterien in bayerischen Seen und anderen stehenden Gewässern**

Das Bedingungsgefüge im nährstoffreichen flachen Altmühlsee und im Bergknappweiher bei relativer Stickstoffarmut (N-Limitation) führt zum massiven Auftreten der nostocalen Cyanobakterien (*Anabaena* spp, *Aphanizomenon* spp.). Diese Cyanobakterien sind in der Lage die Stickstoffarmut im Wasserkörper durch Fixieren von Luftstickstoff zu kompensieren. Die sehr gute Verfügbarkeit von Stickstoffverbindungen auf einem insgesamt relativ hohen Nährstoffniveau bedingt im Klostersee die massive Entwicklung nicht-Luftstickstoff-fixierender Cyanobakterien, hauptsächlich von *Microcystis*-Vertretern.

Im Ammersee liegt wie im Klostersee eine relative Phosphorarmut vor, wobei sich der Ammersee auf einem prinzipiell niedrigeren Nährstoffniveau bewegt. Im Ammersee bildet *Planktothrix rubescens* massive Biomassen insbesondere in tiefen metalimnetischen Wasserschichten, wie es auch für andere leicht eutrophierte, tiefe, alpine Seen charakteristisch ist. Im Zuge der Reolithogrophierung und Klimaänderung profitiert dieses Cyanobakterium gemeinsam mit anderen metalimnetischen Algen gegenüber dem epilimnetischen Phytoplankton.

So verschieden das Nährstoffniveau und die limnophysikalischen Bedingungen in dem tiefen Ammersee und den Flachseen sind, so verschieden sind auch die Proportionen zwischen den Makronährelementen (N:P:SI). Dieses Ensemble verschiedener Voraussetzungen in den vier untersuchten Gewässern bedingt zwar einheitlich eine massive Biomasseentwicklung der Cyanobakterien im Sommer, aber die vorherrschenden Cyanobakterien sind völlig verschiedenen Ökotyp-Strategien zuzuordnen. Damit spiegeln die spezifischen Vertreter der Cyanobakterien die spezifischen limnologischen Verhältnisse in dem jeweiligen See wider.

Die Ergebnisse über die Ursachen und Grundbedingungen von Cyanobakterienblüten sind in Abb. 13 zusammengefasst. In dem Schema lassen sich die zu erwartenden Cyanobakterien-Taxa sowie Grundzüge für gewässerspezifische Maßnahmen zur Restaurierung ableiten. Das Schema ist auch auf andere Gewässer übertragbar und somit zur Differenzierung von Blaualgengewässern geeignet.

**Abb. 13 (folgende Seite): Schema zu den Ursachen der Cyanobakterien-Massenentwicklung sowie allgemeine Maßnahmen zu deren Kontrolle. Die Ergebnisse der vier untersuchten bayerischen Seen werden als Fallbeispiele für unterschiedliche Cyanobakterienentwicklungen ausgewiesen**



## Bedingungen für das Auftreten toxinbildender Cyanobakterien in bayerischen Seen und anderen stehenden Gewässern

### 4.9 Literatur

- ANAGNOSTIDIS, K. & J. KOMÁREK, 1985. Modern approach to the classification system of cyanophytes - 1 Introduction. Arch. Hydrobiol. Suppl. Algological Studies 71: 291-302.
- ANAGNOSTIDIS, K. & J. KOMÁREK, 1988. Modern approach to the classification system of cyanophytes - 3 Oscillatoriales. Arch. Hydrobiol. Suppl. Algological Studies 80: 327-472.
- BEHRENDT, H. & 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.
- 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. & J. BARTRAM, 1999. Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management., WHO, Edmundsbury Press, Suffolk, 416 Seiten.
- DOKULIL, M., K. SCHWARZ & A. JAGSCH, 2000. Die Reoligotrophierung österreichischer Seen; Sanierung, Restaurierung und Nachhaltigkeit - Ein Überblick. In: Seen-Gewässerschutz, Nutzungen und Zielkonflikte; Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie 53: 307-321.
- DOKULIL, M.T. & K. TEUBNER, 2000. Cyanobacterial dominance in lakes. Hydrobiologia 438: 1-12.
- DUDEL, E.G., 1989. Über die Bedeutung der Luftstickstoffbindung durch Blaualgen (Cyanobacteria) für den Stickstoffhaushalt eutropher Gewässer. Habilitationsschrift, Humboldt-Universität zu Berlin.
- DUDEL, G. & 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. & S.O. RYDING, 1980. Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 waste-receiving Swedish lakes. Archiv für Hydrobiologie 69: 189-207.
- 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. & V.D. LYNE, 1988. Cyanophyte blooms: The role of cell buoyancy. Limnol. Oceanogr. 33: 79-91.
- KOMÁREK, J. & K. ANAGNOSTIDIS, 1986. Modern approach to the classification system of cyanophytes - 2 Chroococcales. Arch. Hydrobiol., 73,4 (43): 157-226.
- KOMÁREK, J. & 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.

## Bedingungen für das Auftreten toxinbildender Cyanobakterien in bayerischen Seen und anderen stehenden Gewässern

- KROMKAMP, J. & A.E. WALSBY, 1990. A computer model of buoyancy and vertical migration in cyanobacteria. *J. Plankton Res.* 12: 161-183.
- KUCKLENTZ, V., A. HAMM, K. JÖHNK, T.-P. CHANG, HE. MORSCHIED, D. ROTH, S. SCHMIDT-HALEWICZ, H. MORSCHIED & C. MAYR, 2001. Antwort bayerischer Voralpenseen auf verringerte Nährstoffzufuhr. *Informationsberichte Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft.* 1-272.
- 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.
- MORSCHIED, HA. & HEI. MORSCHIED, 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.
- MORSCHIED, HEI., 2002. Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Ammersee während der Oligotrophierung.. *Dissertationsschrift*, Wien, 154 Seiten.
- MUR L.R., H. SCHREURS & P. VISSER, 1993. How to control undesirable cyanobacterial dominance. In: G. Giussani & C. Callieri (eds.), *Strategies for lake ecosystems beyond 2000*, Proc. 5<sup>th</sup> Int. Conf. Conservation and management of Lakes, Stresa 1993 565-569.
- NICKLISCH, A. & 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.
- 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.
- SOMMER, U., 1983. Nutrient competition between phytoplankton species in multispecies chemostat experiments. *Arch. Hydrobiol.* 96: 399-416.
- STEINBERG, CH. & H. HARTMANN, 1988 a. Planktische blütenbildende Cyanobakterien (Blaualgen) und die Eutrophierung von Seen und Flüssen. *Vom Wasser* 70: 1-10.
- STEINBERG, CH.E.W. & H. HARTMANN, 1988 b. 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., R. FEYERABEND, M. HENNING, A. NICKLISCH, P. WOITKE & 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.

## Bedingungen für das Auftreten toxinbildender Cyanobakterien in bayerischen Seen und anderen stehenden Gewässern

- 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. & 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., 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., N.D. CROSBIE, K. DONABAUM, W. KABAS, A. KIRSCHNER, G. PFISTER, M. SALBRECHTER, & 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 & Oceanography* 48: 1141-1149.
- TEUBNER, K., TOLOTTI, M., GREISBERGER, S., MORSCHIED, H., DOKULIL, M.T. & MORSCHIED, Ha. 2003 b. Steady state phytoplankton in a deep pre-alpine lake: Species and pigments of epilimnetic versus metalimnetic assemblages. *Hydrobiologia* 502: 49-64.
- TEUBNER, K., MORSCHIED, HA., TOLOTTI, M., GREISBERGER, S., MORSCHIED, HEI. & KUCKLENTZ, V. 2004: Bedingungen für das Auftreten toxinbildender Blaualgen (Cyanobakterien) in bayerischen Seen und anderen stehenden Gewässern. Materialienband 113/2004, 105 Seiten.
- TEUBNER, K., TOLOTTI, M., GREISBERGER, S., MORSCHIED, H., DOKULIL, M.T. & V. KUCKLENTZ. 2005. Steady state of phytoplankton and implications for climatic changes in a deep pre-alpine lake: epilimnetic versus metalimnetic assemblages. *Verh int Ver Limnol, SIL-Lathi 04. in press.*
- TEUBNER, K. 2005. Ergebnisse des Forschungsvorhabens „Bedingungen für das Auftreten toxinbildender Blaualgen (Cyanobakterien) in bayerischen Seen und anderen stehenden Gewässern. Vortragspräsentation zur Informationsveranstaltung „Blaualgen in bayerischen Gewässern“ am 15.07.2004 in Wienbach.
- 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, & F. JÜTTNER, 2003. Photoheterotrophy and light-dependent uptake of organic and organic nitrogenous compounds by *Planktothrix rubescens* under low irradiance. *Freshwater Biology* 48 (10), 1859-1872

# 5 Aufkommen des Cyanobakteriums *Planktothrix rubescens* im Ammersee

Heike Morscheid, Wielenbach

## 5.1 Einleitung

Mitte des 20. Jahrhunderts erfolgte durch einen erhöhten Eintrag von Nährstoffen in vielen Seen eine massive Eutrophierung. Dies wurde z. B. durch die stärkere Besiedlung, eine intensivere Landwirtschaft und die zunehmende Industrialisierung hervorgerufen. Die Folge war eine erhöhte Primärproduktion, die unter anderem mit starken Schwankungen im Sauerstoffhaushalt und mit qualitativen und quantitativen Veränderungen des Ökosystems gekoppelt war. Der Minimumfaktor für das Phytoplanktonwachstum ist meist Phosphor (z.B. FORSBERG & RYDING 1980, THOMPSON & RHEE 1994). Das oberste Ziel für die Wasserwirtschaft bei der Gewässersanierung war darum für lange Zeit die Reduzierung des P - Eintrages, um dadurch die Eutrophierung zu stoppen. Durch das Phosphatverbot für Waschmittel, den Bau von Ringkanalisationen und Phosphatfällungsstufen in Kläranlagen wurde in vielen Seen eine Phase der Oligotrophierung eingeleitet.

Doch entgegen der allgemeinen Erwartung kehrte sich mit der Reduzierung der Nährstoffe der Vorgang der Eutrophierung nicht einfach um. Verschiedene Untersuchungen an Seen zeigten z.B. stark verzögerte Reaktionen der Biozönose in qualitativer und quantitativer Hinsicht (TILZER 1991). Gleichzeitig traten unerwartete Probleme in der Fischerei einiger Seen auf (z.B. Ammersee: LFW 2001; Chiemsee: HAMM et al. 1997; MAYR 1998; Bodensee: HARTMANN et al. 1996). Die Oligotrophierung ist also offensichtlich nicht einfach eine Umkehrung der Eutrophierung (UEHLINGER & BLOESCH 1989), sondern sie läuft in Schritten ab, die bis heute noch nicht vollständig erkannt sind. In diesem Zusammenhang ist die Bedeutung von Langzeituntersuchungen limnischer Ökosysteme stark gestiegen (ELLIOTT 1990) und viele Seen wurden daraufhin intensiv untersucht: z.B. Bodensee (KÜMMERLIN 1996, 1998; SIMON 1997; GAEDKE 1998), Lago Maggiore (RUGGIU et al. 1998; MANCA & RUGGIU 1998), Mondsee (SCHMIDT 1991; DOKULIL 1993), Vierwaldstättersee (UEHLINGER & BLOESCH 1989; BÜRGI 1994; UEHLINGER et al. 1996), Walensee (GAMMETER et al. 1996; RUHLÉ & GAMMETER 1996) und Zürichsee (GAMMETER et al. 1997; GAMMETER & ZIMMERMAN 2000).

Auch in bayerischen Voralpenseen, insbesondere im Ammersee, wurden im Zeitraum von 1976 – 2001 zum Teil detaillierte Untersuchungen durch das Bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft und das Wasserwirtschaftsamt Weilheim durchgeführt. Dadurch liegen Daten vor, die die Entwicklung der Nährstoffkonzentrationen, des Sauerstoffhaushaltes und des Phytoplanktons, mit einer Unterbrechung von einigen Jahren, gut dokumentieren. Der Ammersee befand sich Mitte der siebziger Jahre auf dem Höhepunkt der Eutrophierung. Durch die Sanierungsmaßnahmen erreichte der See seit Anfang der neunziger Jahre einen relativ stabilen mesotrophen Zustand. Ungeachtet dieser Entwicklung wurde seit 1996 wieder ein verstärktes Auftreten des Cyanobakteriums *Planktothrix rubescens* festgestellt. Dies war ein offensichtlicher Widerspruch zur allgemeinen Erwartung eines Rückganges der Cyanobakterien im Verlauf der Nährstoffverminderung in Seen.

## Aufkommen des Cyanobakteriums *Planktothrix rubescens* im Ammersee

Die Dokumentation und Klärung dieses Problems sowie die daraus u.U. ableitbaren Konsequenzen waren wichtige Aspekte der Untersuchungen des Landesamtes und ein Inhalt meiner Promotion (MORSCHIED Heike 2002). Aus dieser stammen die nachfolgenden Ergebnisse und Grafiken.

### 5.2 Limnologische Charakterisierung des Ammersees

Der Ammersee hat eine Oberfläche von 46,6 km<sup>2</sup> und ist damit flächenmäßig der drittgrößte See in Bayern (Abb. 1, 2). Er liegt im Alpenvorland, ca. 30 km südwestlich von München und ist ein karbonatreicher Hartwassersee. Hauptzufluss ist die Ammer, die ca. 80 % der Phosphatbelastung des Sees verursacht (LENHART 1993). Ihr mittlerer Monatsabfluss liegt bei 16,5 m<sup>3</sup>/s (Pegel Weilheim, Jahresreihe 1941/95, WWA Weilheim). Durch die Ammer wird im Süden ein großes, bis in die Alpen reichendes Einzugsgebiet erschlossen. Aufgrund der starken Durchströmung ergibt sich eine relativ niedrige theoretische Wassererneuerungszeit von 2,7 Jahren. In der Tabelle in Abb.2 wurden die wichtigsten hydrologischen Kennwerte nach dem Seenverzeichnis (GRIMMINGER 1982) zusammengestellt.



**Abb. 1:** Luftbild vom Ammersee mit Blick Richtung Norden

## Aufkommen des Cyanobakteriums *Planktothrix rubescens* im Ammersee

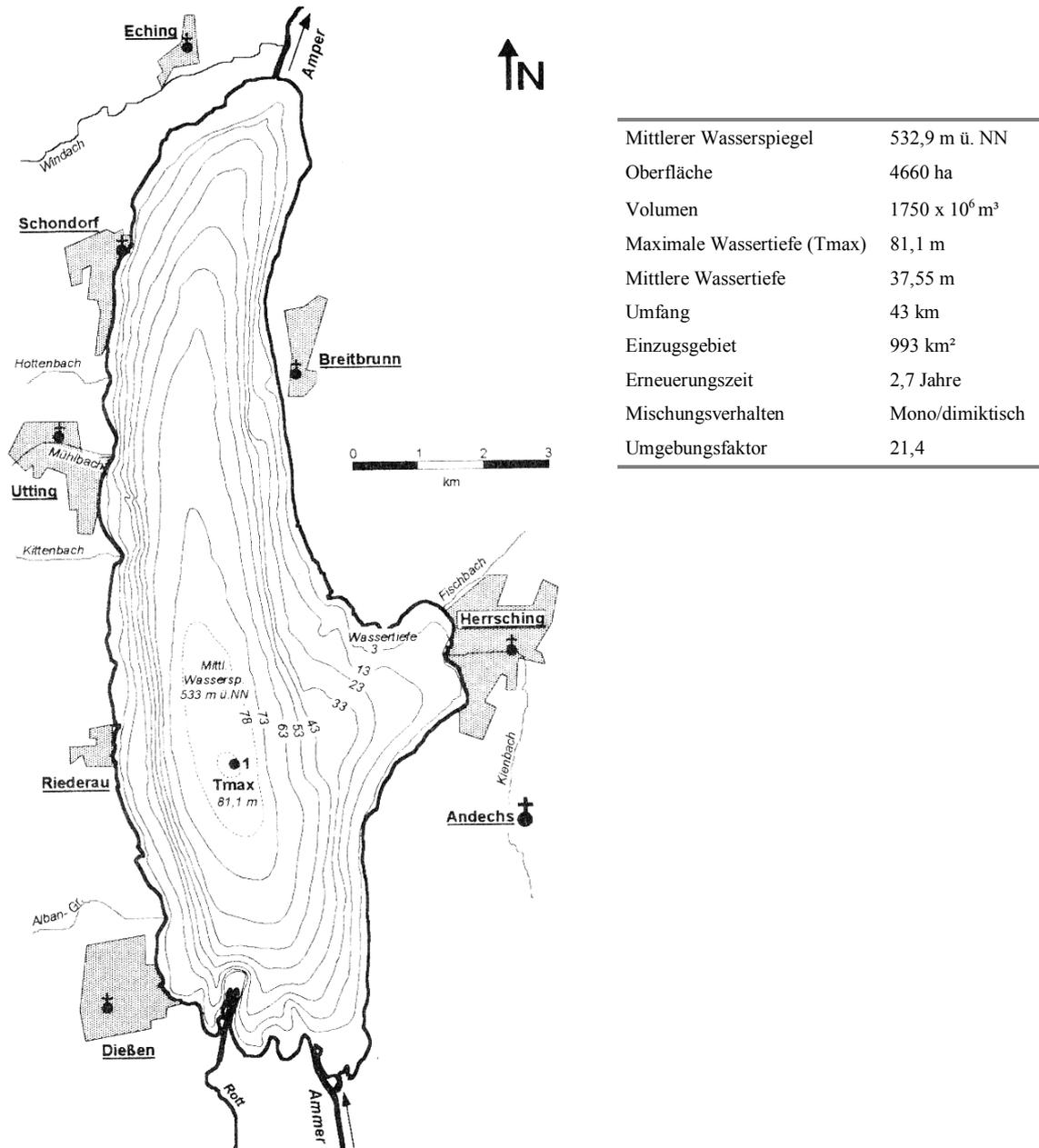


Abb. 2: Tiefenkarte des Ammersees und Kenndaten nach GRIMMINGER (1982)

Die Parameter Gesamtphosphorkonzentration und Chlorophyllgehalt geben einen Überblick über die Entwicklung des Ammersees seit Mitte der siebziger Jahre (Abb. 3).

Infolge der schrittweisen Reduktion der Einleitung von Phosphor in die Gewässer und durch den Bau einer Ringkanalisation 1971 kam es zu einem Rückgang der Gesamtphosphorwerte (Oligotrophierung). Erst mit dem Bau von Phosphatfällungsstufen in den Kläranlagen im Einzugsge-

## Aufkommen des Cyanobakteriums *Planktothrix rubescens* im Ammersee

biet des Ammersees ab 1984 konnte eine massive Verbesserung erreicht werden. Der Ammersee kann heute mit ca. 9 – 10  $\mu\text{g/l}$  nach SCHRÖDER & SCHRÖDER (1978) als mesotroph und nach VOLLENWEIDER (1979) als meso-/oligotroph eingestuft werden.

Der Gehalt an Chlorophyll a ist ein Parameter, der eine Abschätzung der Phytoplanktonmenge im Gewässer ermöglicht. Den mit Abstand höchsten Wert erreichte der Chlorophyllgehalt im Jahr 1977. Doch trotz des sinkenden Gesamtphosphorgehaltes ist bis 1990 keine deutliche Tendenz zur Verringerung zu erkennen. In diesem Untersuchungsjahr lag die Chlorophyllkonzentration sogar über der von 1976. Erst seit 1992 wurden geringere Werte gemessen. Dies liegt unter anderem an einer Verminderung der Spitzenwerte im Jahresverlauf. Zeitliche Verzögerungen in der Reaktion des Phytoplanktons auf die sinkenden Nährstoffgehalte konnten auch in anderen Seen beobachtet werden (z.B. Walensee: GAMMETER et. al. 1996, Vierwaldstättersee: UEHLINGER et al. 1996, Bodensee: SIMON 1997).

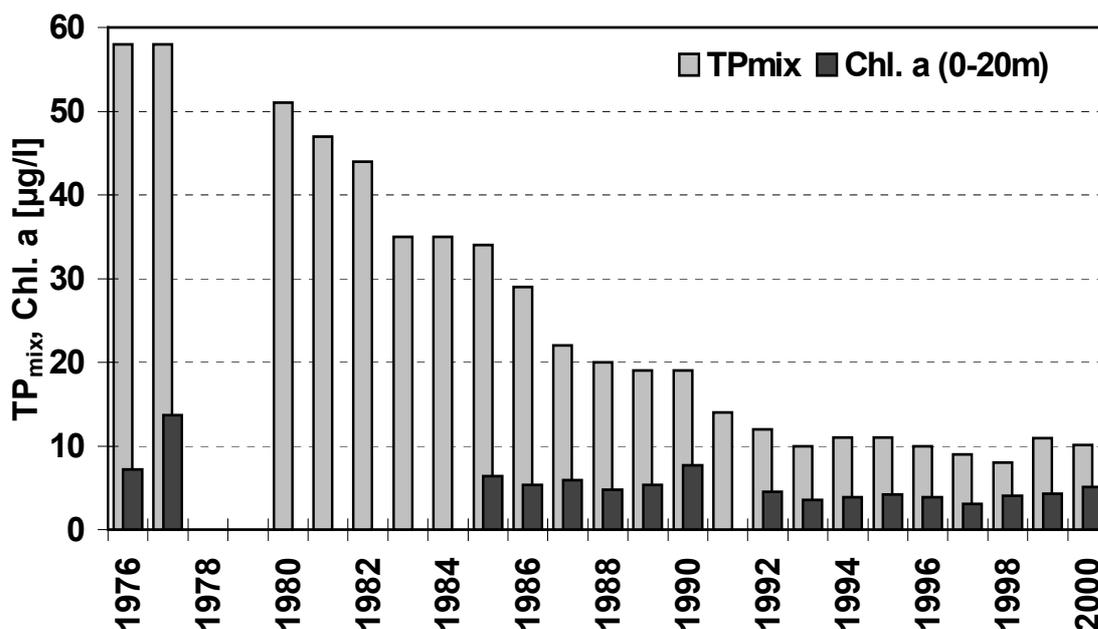


Abb. 3: Entwicklung des Gesamtphosphorgehaltes [ $\mu\text{g/l}$ ] während der Frühjahrszirkulation 1976, 1977 und 1980 – 2000 (Daten WWA Weilheim/Obb.) und der Jahresmittelwerte der Chlorophyll a-Konzentration [ $\mu\text{g/l}$ ] von 1976, 1977 und 1985 – 1990, 1992 - 2000 (gewichtete Mittelwerte 0 – 20 m)

### 5.3 Durchgeführte Untersuchungen

Für den Ammersee liegen langjährige biologische und chemische Daten vor. Von September 1975 bis Dezember 1976 wurden vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft (STEINBERG 1978) intensive Messreihen durchgeführt. LENHART (1987) untersuchte den See von August 1984 bis Juli 1986 am Institut für Botanik und Mikrobiologie der Technischen Universität München in

Kooperation mit dem Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft. Weitere Untersuchungen des Ammersees wurden von August 1986 bis Ende 1990 vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft und ab 1991 vom Wasserwirtschaftsamt Weilheim durchgeführt. In den Jahren 1996 bis 2000 wurden die Daten in zwei Projekten vom Institut für Wasserforschung (LfW, MORSCHEID 2002) erhoben (Projektende Okt. 1997 bzw. Aug. 2000: Daten bis Dezember des jeweiligen Jahres vom WWA Weilheim). Bei jedem Wechsel der Bearbeiter wurde großen Wert auf die Vergleichbarkeit der biologischen und chemisch – physikalischen Daten gelegt.

### 5.4 Chemisch – physikalische Parameter

Die Nährstoffe Phosphor, Stickstoff und Chlorophyll a werden in Iso - Plots dargestellt, in denen die Untersuchungsjahre gegen die Monate aufgetragen sind. Die Punkte in der Grafik zeigen die Probenahmetage des jeweiligen Jahres an.

#### 5.4.1 Phosphor

Unter den Nährstoffen in stehenden Gewässern kommt den Phosphorverbindungen eine Schlüsselfunktion zu, da diese meist ein Minimumfaktor für das Phytoplanktonwachstum sind (THOMPSON & RHEE 1994). Das Maß der P - Versorgung eines Gewässers bestimmt daher in entscheidender Weise dessen Phytoplanktonbiomasse und dessen trophischen Zustand (SIMON 1997). Vor allem Blüten von Cyanobakterien sind meist an hohe P – Werte gekoppelt (s. TEUBNER dieser Band)

Die Entwicklung des Gesamtphosphorgehaltes (TP, Mittelwerte 0 – 20 m) von 1976, 1985 - 2000 ist in Abb. 4 dargestellt. Auf den ersten Blick ist der bereits beschriebene deutliche Rückgang der Gesamtphosphorwerte im Ammersee im Verlauf der Untersuchungsjahre zu erkennen. Der höchste gemessene TP - Wert lag im Sommer 1976 bei 138 µg/l, die Werte sanken dann bis 2000 auf max. 21 µg/l (Frühjahr) ab.

Im Laufe eines Jahres nimmt der Gesamtphosphorgehalt im Epilimnion normalerweise in der geschichteten Phase durch die Sedimentation ab, falls es keine starke externe Zufuhr gibt (THOMPSON & RHEE 1994). Im Ammersee nahm die Konzentration 1976 bis Juni zunächst ab, erhöhte sich dann jedoch durch ein Hochwasser um 100 µg/l auf 138 µg/l. Auch in den meisten anderen Untersuchungsjahren erhöhte sich der TP - Gehalt durch Hochwasser. Allerdings war die Zunahme auch bei dem extremen Hochwasser im Mai 1999 nicht mehr so groß wie 1976 und betrug maximal 25 µg/l (Abfluss Tagesmittelwert 452 m<sup>3</sup>/s, im Vergleich 1976 161 m<sup>3</sup>/s). Bis 1991 sank der Gesamtphosphor selten auf 10 µg/l ab. Ab 1992 änderte sich das Bild grundlegend. Die Werte schwankten um 10 µg/l und erreichten selten über 20 µg/l.

## Aufkommen des Cyanobakteriums *Planktothrix rubescens* im Ammersee

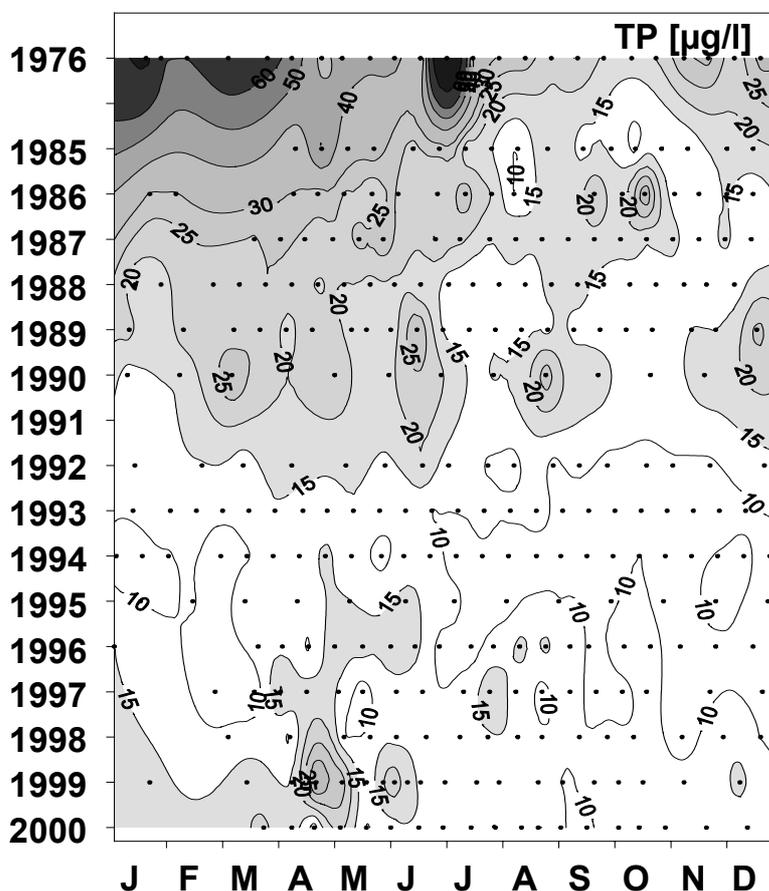


Abb. 4: Saisonaler Verlauf der Konzentration von TP [µg/l] (Mittelwerte 0 – 20 m), Jahre gegen Monate

### 5.4.2 Stickstoff

Der Stickstoffgehalt im Gewässer spielt, wie bereits bei TEUBNER (dieser Band) gezeigt, eine entscheidende Rolle in der Ausprägung von Cyanobakterienblüten. Im Gegensatz zum Phosphor verringerte sich die Konzentration an Nitrat - N seit 1976 nicht, sondern erhöhte sich sogar deutlich (Abb. 5). Dies wurde unter anderem durch die verstärkten Einträge aus der Landwirtschaft verursacht. Vergleicht man die Jahresmittelwerte der einzelnen Jahre, so lag das Maximum um 1994 mit Werten bis 1200 µg/l. Das einmalige Maximum mit 1350 µg/l Ende Mai 1999 scheint durch das „Jahrhunderthochwasser“ der Ammer hervorgerufen worden zu sein.

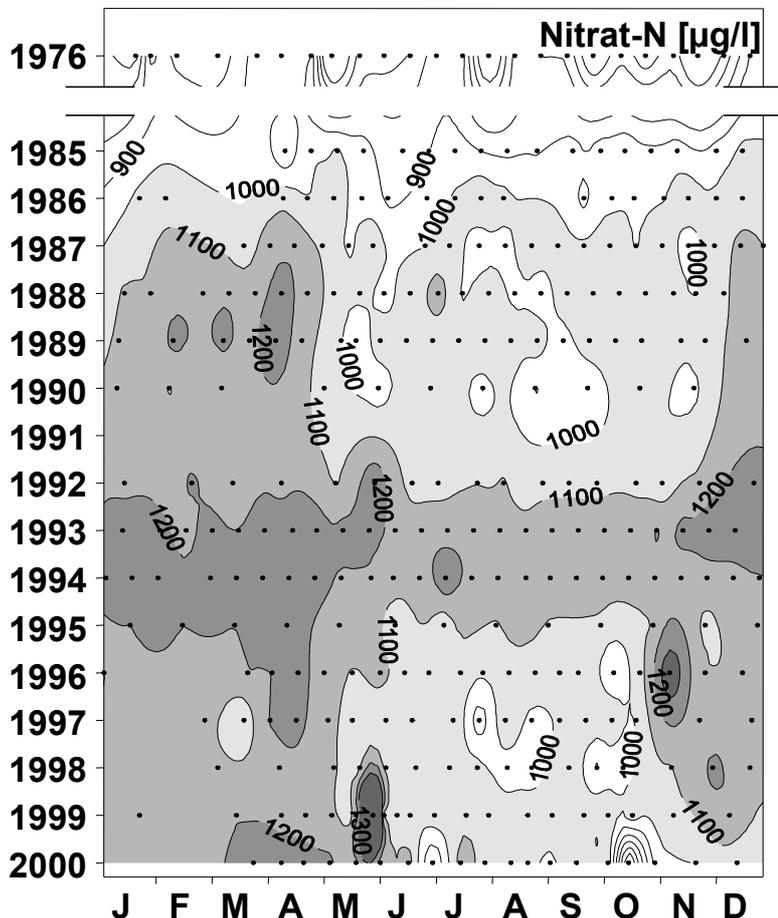


Abb. 5: Saisonaler Verlauf der Konzentration von Nitrat - N [ $\mu\text{g/l}$ ] (Mittelwerte 0 - 20 m, Jahre gegen Monate)

#### 5.4.3 Unterschiede in den Nährstoffverhältnissen der 16 Untersuchungsjahre

Das Verhältnis der Nährstoffe zueinander ist für die Beurteilung der Entwicklung der Algen und damit auch der Cyanobakterien von entscheidender Bedeutung (s. TEUBNER, dieser Band). Eine Studie von 127 Seen zeigte z.B., dass Modelle die Stickstoff und Phosphor berücksichtigten bessere Aussagen über die Biomasse des Phytoplanktons treffen konnten, als nur mit Phosphor allein (THOMPSON & RHEE 1994).

Die trigonale Darstellung ermöglicht es, die drei wesentlichen Nährstoffe für das Wachstum des Phytoplanktons, Phosphor (TP), Stickstoff (TN) und Silizium (SRSi), in einer Grafik aufzuzeigen (Abb. 6). Dazu werden die stark unterschiedlichen Werte normiert und prozentual zueinander berechnet. Das heißt, alle drei Nährstoffe ergeben zusammen jeweils 100 %. An den Eckpunkten

## Aufkommen des Cyanobakteriums *Planktothrix rubescens* im Ammersee

des Dreiecks sind jeweils 100 % eines Nährstoffes vorhanden, bei Abwesenheit der anderen zwei Elemente. Sind alle 3 Nährstoffe vorhanden, ergänzen sich die relativen normierten Konzentrationen für jeden Punkt wiederum zu 100 % (nähere Erläuterungen siehe TEUBNER 1996). Die eingezeichneten Geraden zeigen jeweils das konstante optimale Verhältnis von zwei Elementen bei einer variablen Konzentration des dritten Elementes (a:  $TN : TP = 16 : 1$ , b:  $SRSi : TP = 17 : 1$ , c:  $SRSi : TN = 17 : 16$ ). Wenn die Punkte z.B. auf der linken Seite der Geraden a ( $TN : TP = 16 : 1$ ) liegen, bedeutet es, dass das Verhältnis größer als  $16 : 1$  und auf der rechten Seite kleiner als  $16 : 1$  ist und somit eine Stickstofflimitierung vorliegt. Der Schnittpunkt der drei Geraden gibt das optimale Verhältnis von  $TN : TP : SRSi = 16 : 1 : 17$  an. Der jeweils limitierende Faktor wurde in den entsprechenden Feldern angegeben.

In Abb. 6 sind in entsprechender Weise die Jahresmittelwerte der 16 Untersuchungsjahre dargestellt. Bis auf 1976 liegen alle Jahre im Bereich der primären P-Limitation. 1976 bildet hierbei eine Ausnahme, da der Punkt genau auf der Linie liegt. Dies bestätigt die Aussage von STEINBERG (1978), dass auch in diesem Jahr noch keine Stickstofflimitierung auftrat. Damit war im Ammersee das Vorherrschen stickstofffixierender Cyanobakterien (*Nostocales*, Ökotyp 1 s. TEUBNER dieser Band) im gesamten Untersuchungszeitraum sehr unwahrscheinlich und diese Algen kamen auch nur vereinzelt im See vor.

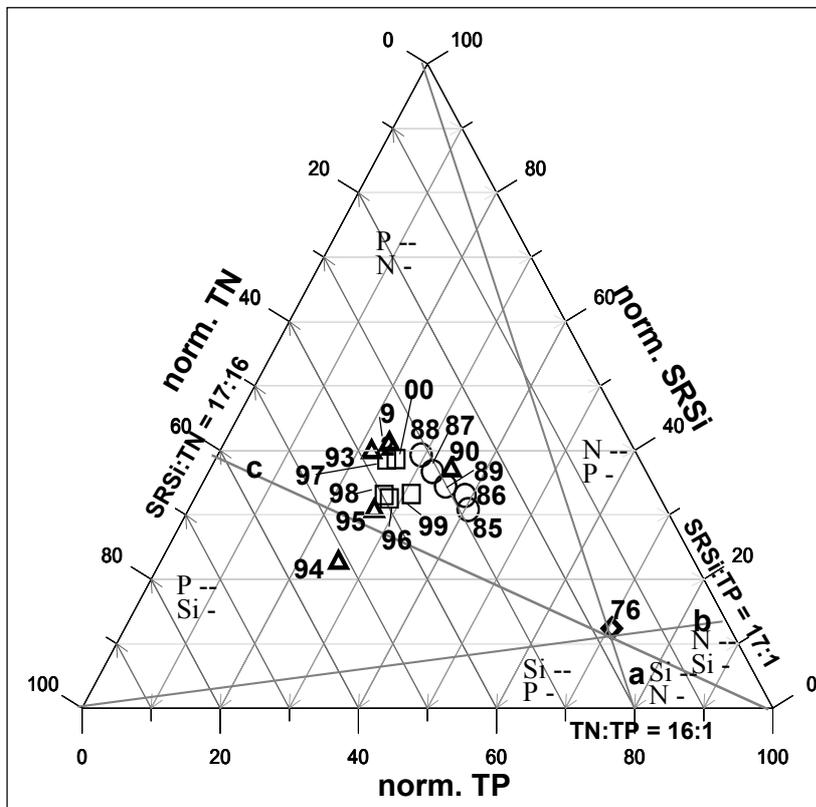


Abb. 6: Darstellung der relativen normierten Nährstoffverhältnisse  $TP_{norm.}$ ,  $TN_{norm.}$  und  $SRSi_{norm.}$  (Jahresmittelwerte) über die 16 Untersuchungsjahre (a:  $TN : TP = 16 : 1$ , b:  $SRSi : TP = 17 : 1$ , c:  $SRSi : TN = 17 : 16$ ; -- = primärer Limitationsfaktor, - = schwache Limitation)

#### 5.4.4 Sauerstoff

Der Sauerstoff ist im Ammersee im Tiefenverlauf von entscheidender Bedeutung, da hier besonders im Bereich der Sprungschicht engräumige Vorgänge und Prozesse stattfinden. In Abb. 7 ist die Tiefenverteilung des Sauerstoffs beispielhaft für das Jahr 1999 dargestellt.

Im Gegensatz zu 1976 (STEINBERG 1978) und 1985 (LENHART 1987) traten Übersättigungen im oberflächennahen Bereich in den letzten Untersuchungsjahren entsprechend dem trophischen Zustand nur noch selten auf. Im Sommer dagegen überwogen die sauerstoffzehrenden Prozesse im Metalimnion. Dadurch bildete sich dort, entgegen den niedrigeren Temperaturen, ein für mesotrophe Seen eher untypisches Sauerstoffminimum aus. Über Grund wurden, bedingt durch den Abbau des sedimentierten organischen Materials, alljährlich niedrige Konzentrationen gemessen. Dabei richtet sich der Verbrauch von Sauerstoff nach der Menge der abgesunkenen Partikel und nahm folglich im Laufe der zweiten Jahreshälfte zu.

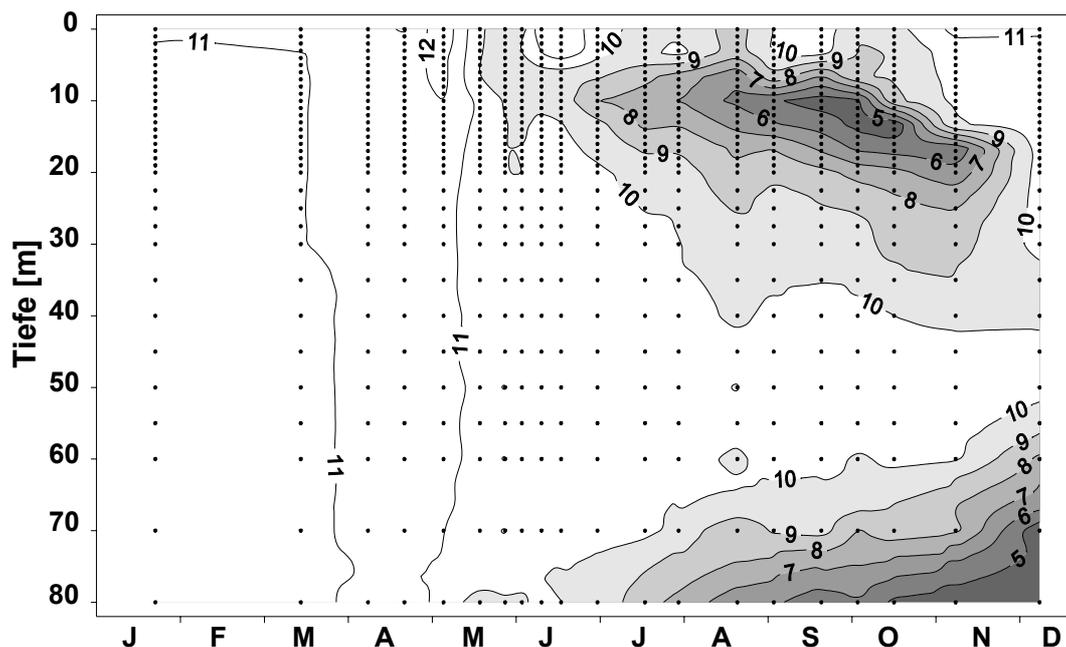


Abb. 7: Tiefen - Zeitverlauf der Sauerstoffkonzentration [mg/l] (0 - 80 m) für 1999

Ein solches metalimnisches Sauerstoffminimum trat auch in den anderen Untersuchungsjahren mehr oder weniger ausgeprägt auf. Die niedrigsten Werte wurden mit 0,8 mg/l im August 1990 erreicht, während 1976, im Jahr mit der höchsten TP Konzentration, lediglich 3,1 mg/l im November gemessen wurde. Trotz des stark reduzierten Phosphorgehaltes traten auch zwischen 1985 und 2000 Werte zwischen 3,3 mg/l und 6,5 mg/l auf.

## Aufkommen des Cyanobakteriums *Planktothrix rubescens* im Ammersee

Eine besondere Rolle in Bezug auf das metalimnische Sauerstoffminimum spielt das Cyanobakterium *Planktothrix rubescens*. Die Gattung *Planktothrix* toleriert oder bevorzugt niedrige Sauerstoffgehalte (KLEMER et al. 1982). *P. rubescens* bildete in den 16 Untersuchungsjahren immer wieder Blüten im Metalimnion des Ammersees aus (STEINBERG 1978, MORSCHIED, HEIKE & MORSCHIED, HARALD 1997, MORSCHIED, HEIKE 2002) und kann somit einen Einfluss auf das metalimnische Sauerstoffminimum haben. Durch die Primärproduktion bringt sie Sauerstoff in diese Schicht ein (LINDHOLM 1992, DAVIES & BLANC 1994) und wirkt der Zehrung damit entgegen. Stirbt die Population ab, wird allerdings auch viel Sauerstoff verbraucht (LINDHOLM 1992).

### 5.4.5 Chlorophyll a-Gehalt

Der Gehalt an Chlorophyll a ist ein Parameter, der eine Abschätzung der Phytoplanktonbiomasse im Gewässer ermöglicht (SCHWOERBEL 1994). Dabei zeigt sich meist auch ein positiver Zusammenhang zwischen höheren Chlorophyll a-Werten und dem Vorkommen von Cyanobakterien (s. TEUBNER, dieser Band). Die Chlorophyll a-Konzentration im Ammersee (Mittelwerte 0 – 20 µg/l, Abb. 8) zeigte im Verlauf der Untersuchungsjahre eine abnehmende Tendenz, die aber verzögert und weit weniger ausgeprägt ist als beim Phosphor. Bis 1990 entwickelten sich in der Regel im saisonalen Verlauf größere Frühjahrs- und Herbstmaxima und die Spitzenwerte schwankten im Jahresverlauf zwischen 13 – 18 µg/l. Erst ab Anfang der neunziger Jahre verringerte sich der Chlorophyll a-Gehalt deutlich, obwohl eine starke Phosphorreduktion schon seit 1976 erfolgte. Die höchsten Werte lagen anschließend nur noch zwischen 7 – 8 µg/l. Ausnahmen bildeten die Jahre 1994 und 1999 (13 bzw. 12 µg/l), in denen große Kieselalgenmaxima vorkamen. Der insgesamt abnehmende Chlorophyllgehalt steht damit im Widerspruch zum massiven Aufkommen des Cyanobakteriums *Planktothrix rubescens* vor allem im Zeitraum 1998 – 2000 (s. u.).

### 5.4.6 Sichttiefe

Die Sichttiefe ist ein Maß für die Lichtdurchlässigkeit (Transparenz) im Gewässer. Sie bezeichnet die Tiefe, bei der eine weiße Scheibe von 30 cm Durchmesser (Secchi – Scheibe) von der Oberfläche aus gerade noch wahrgenommen werden kann. Die Sichttiefe steht v.a. im engen Zusammenhang mit der Algendichte und der Menge an sonstigen Schwebstoffen im Wasser. Die Transparenz des Oberflächenwassers bestimmt unmittelbar die maximale Produktionstiefe des Phytoplanktons (euphotische Zone  $\approx$  Sichttiefe  $\times$  2) und damit zusammenhängend den Sauerstoffhaushalt im Epi- und Metalimnion. Damit beeinflusst die Transparenz auch die Ausbildung tieferer Phytoplanktonmaxima wie bei *Planktothrix rubescens*. Von vielen Seen wird während der Oligotrophierung ein Anstieg der Sichttiefe berichtet (z.B. GAMMETER et al. 1996, UEHLINGER et al. 1996, SAMPL 1998).

# Aufkommen des Cyanobakteriums *Planktothrix rubescens* im Ammersee

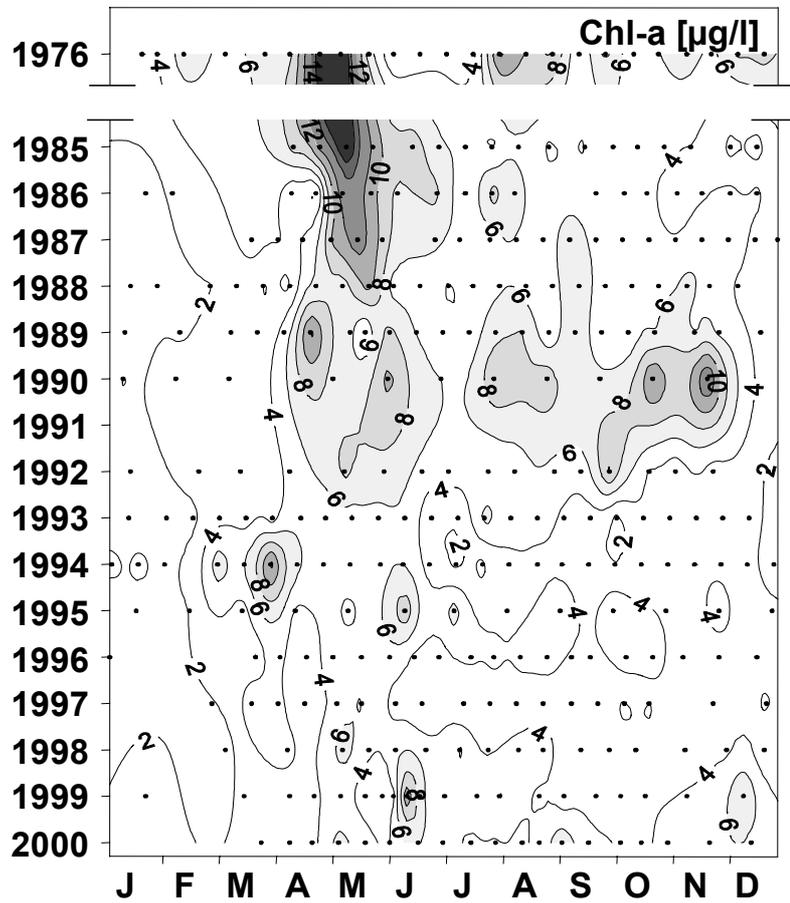


Abb. 8: Saisonaler Verlauf der Konzentration von Chlorophyll a [ $\mu\text{g/l}$ ] (Mittelwerte 0 – 20 m, Jahre gegen Monate)

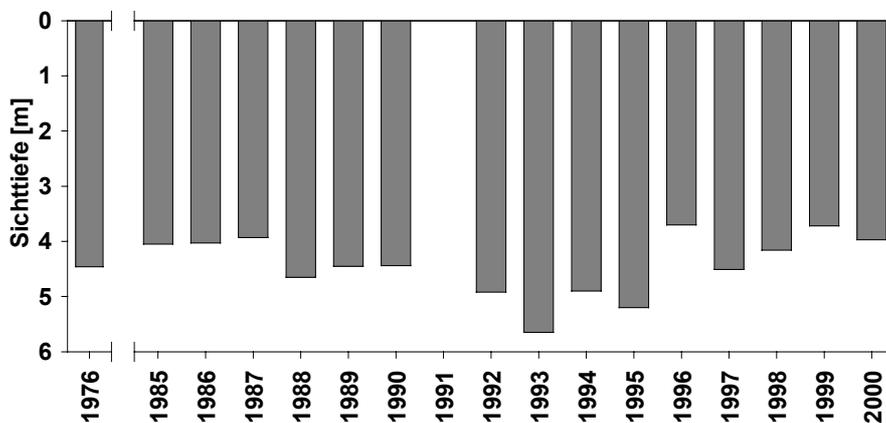


Abb. 9: Entwicklung der Sichttiefe [m] (Jahresmittelwerte)

## Aufkommen des Cyanobakteriums *Planktothrix rubescens* im Ammersee

Wie in Abb. 9 zu sehen ist, weist die Sichttiefe im Ammersee in den 16 Untersuchungsjahren im Jahresmittel trotz der stark gesunkenen TP Werte und der sehr unterschiedlichen Chlorophyllgehalte keine deutlich zunehmende oder abnehmende Tendenz auf. Es ergeben sich auch nur sehr geringe Korrelationswerte zwischen der Sichttiefe und dem Chlorophyll a-Wert. Dies ist auf den Eintrag von überwiegend anorganischen Trübstoffen durch die Ammer, vor allem bei Hochwasser, zurückzuführen (MÜLLER et al. 1991, ALEFS 1997), die somit wesentlich das Lichtklima im See bestimmen. Die Hochwasserspitzen sind meist gut im saisonalen Verlauf der Sichttiefe und der gemessenen Trübung zu erkennen (z.B. 1996, 1997, 1999, 2000). Dabei treten erhöhte Trübungswerte nach Beginn der sommerlichen Schichtung stets oberhalb von 15 m Wassertiefe auf.

### 5.5 Phytoplankton

#### 5.5.1 Entwicklung des Phytoplanktonbiovolumens

Die Abb. 10 gibt einen Überblick über die Entwicklung des Gesamtbioolumens von 1976, 1985 – 1990 und 1991 – 2000. Die Mengenangabe [ $\text{mm}^3/\text{l}$ , entspricht  $\text{mg/l}$ ] bezieht sich auf das Biovolumen der Algen von 0 – 20 m Tiefe. Im Verlauf der 16 Untersuchungsjahre traten zwei Maxima auf, die um  $8 \text{ mm}^3/\text{l}$  lagen. Das erste 1976, wurde im August überwiegend von dem Dinoflagellaten *Ceratium hirundinella* gebildet. Einen Eintrag von Nährstoffen durch Hochwasser kann diesen plötzlichen Anstieg nicht erklären, da der Zufluss zu dieser Zeit sehr gering war. Im Herbst 1976 prägten *Planktothrix rubescens* und *Oscillatoria planctonica* die Zusammensetzung der Algen. Der nächste große Peak im Juni 1999 wurde von den Bacillariophyceen *Fragilaria crotonensis* und *Asterionella formosa* gebildet. Etwa zwei Wochen vorher trat Ende Mai das „Jahrhunderthochwasser“ auf, mit einem Abfluss-Tagesmittelwert von  $452 \text{ m}^3/\text{s}$ . Im Frühjahr 1994 bildete *Stephanodiscus neoastraea* 95 % des Biovolumens aus. Der Siliziumgehalt sank durch die starke Zehrung der Kieselalge bis auf  $35 \mu\text{g/l}$  und stieg in diesem Jahr nur langsam wieder an. Das insgesamt hohe Biovolumen im Zeitraum 1998 – 2000 setzte sich maßgeblich aus den Cyanobakterien (v.a. *Planktothrix rubescens*) und in zweiter Linie aus Bacillariophyceen zusammen. Damit wird ersichtlich, dass mit Ausnahme von 1976 in den Folgejahren die absoluten Maxima kurzzeitig von Kieselalgen gebildet wurden, während die länger anhaltenden Zunahmen durch das Hinzukommen von Cyanobakterien entstehen.

#### 5.5.2 Saisonale Entwicklung von *Planktothrix rubescens*

In Abb. 11 ist die saisonale Sukzession von *P. rubescens* für die 16 Untersuchungsjahre und zusätzlich für 1991 dargestellt. Diese Art wurde als einzige 1991 ausgezählt, für die anderen Algen wurde die Abundanz nur geschätzt. *P. rubescens* war im gesamten Untersuchungszeitraum der mit Abstand häufigste Vertreter der Cyanobakterien und bildete im Herbst 1976 mit  $2800 \mu\text{m}^3/\text{l}$  das bisher höchste Biovolumen aus. Die weiteren Vorkommen beschränkten sich vor allem auf den Zeitraum 1990 – 1992 und 1996 – 2000.

# Aufkommen des Cyanobakteriums *Planktothrix rubescens* im Ammersee

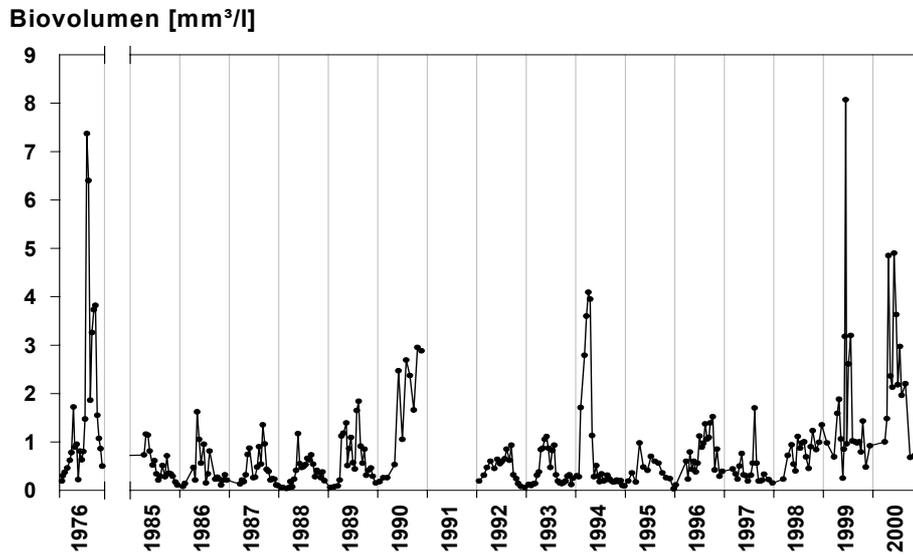


Abb. 10: Entwicklung des Phytoplanktonbiovolumens [ $\text{mm}^3/\text{l}$ ] im Ammersee (Mittelwerte 0 - 20 m)

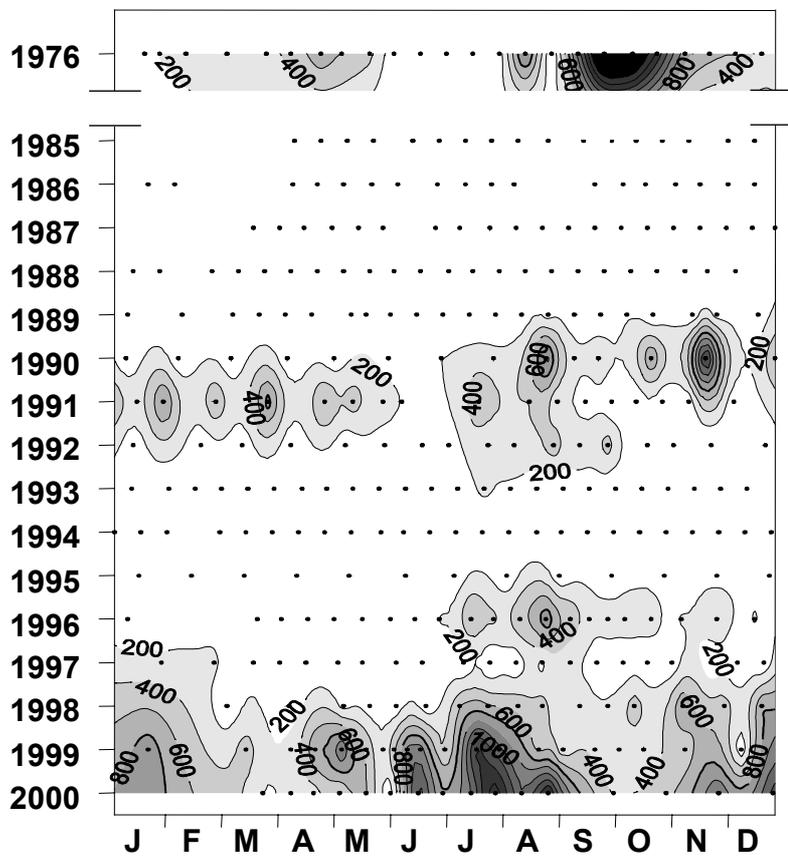


Abb. 11: Saisonale Entwicklung von *Planktothrix rubescens* [ $\mu\text{m}^3/\text{l}$ ] (Mittelwerte 0 - 20 m, Jahre gegen Monate)

## Aufkommen des Cyanobakteriums *Planktothrix rubescens* im Ammersee

In der Grafik wird ersichtlich, dass die Entwicklung nicht nur auf bestimmte Jahreszeiten begrenzt ist. Dieses weitgehend ungebundene Auftreten verhindert eine Vorhersage der „Blüten“. Ein eindeutiger Zusammenhang zu externen oder internen Faktoren wie Hochwasser, Wetter oder Nährstoffgehalt konnte nicht hergestellt werden.

*P. rubescens* wird in der neueren Zeit in der Literatur oft in den mesotrophen Bereich eingestuft (z.B. REYNOLDS 1998). In oligotrophen Seen kommt die Alge gar nicht (WALSBY et al. 1998) oder nur mit wenigen Filamenten vor (ROTT 1984). Eine interessante Zusammenstellung in diesem Zusammenhang ist der Kärntner Seenbericht 2001 (SAMPL & SCHULZ 2001). In Kärnten ist *P. rubescens* weit verbreitet. Sie kommt überwiegend in schwach mesotrophen (z.B. Millstätter See, Ossiacher See) und mesotrophen Seen (z.B. Wörthersee, Aichwaldsee) vor, aber auch in drei oligotrophen Seen mit einem TP-Gehalt von 5 – 7 µg/l. Entscheidend für deren Entwicklung ist somit nicht der Trophiegrad. Im Bodensee tritt *P. rubescens* überhaupt nicht auf und auch andere Cyanobakterien sind nur in geringen Mengen vertreten. Der Grund liegt in der instabilen Sommerschichtung des Sees (SOMMER et al. 1993, GAEDKE 1998). Stabile Bedingungen fördern im Gegenzug die Entwicklung der Alge (MUR et al. 1999). Somit bietet der Ammersee mit seiner stabilen sommerlichen Schichtung prinzipiell gute Voraussetzungen für ein Aufkommen von *P. rubescens*.

### 5.5.3 Die Tiefenverteilung von *Planktothrix rubescens*

In den Abbildungen 12 und 13 wird die Tiefenverteilung von *P. rubescens* für 1996 (als Bsp. für die Jahre 1996 – 2000) und 1976 dargestellt. 1996 lag der Schwerpunkt der Entwicklung im Juni und August im Metalimnion, zwischen 5 und 14 m Wassertiefe. Abwärtsbewegungen der Sprungschicht bewirkten in diesem Zeitraum auch einen tieferen Standort von *P. rubescens*. Im weiteren Verlauf des Jahres und mit zunehmender Durchmischung des Ammersees wurde die Alge wieder in geringeren Wassertiefen gefunden.

STEINBERG (1978) erstellte ebenfalls für das Untersuchungsjahr 1976 (Abb. 13) für *P. rubescens* ein Tiefen – Zeitdiagramm. In dieser Grafik sind allerdings keine Biovolumina, sondern Trichomstücke/ml bis zu einer Tiefe von 80 m angegeben. Trotz der unterschiedlichen Einheiten für die Menge der Alge, ist wiederum gut zu erkennen, dass die Vorkommensschwerpunkte in der Stagnationsphase des Ammersees in der Sprungschicht lagen. Im Gegensatz zu den Jahren 1996 – 2000 wurden bei STEINBERG jedoch auch nahe der Wasseroberfläche noch hohe Trichomdichten festgestellt. Dies scheint im Zeitraum 1996 – 2000 durch die Nährstoffverarmung vor allem des Epilimnions im Sommer nicht mehr möglich zu sein (s. auch Abb. 4).

Aufkommen des Cyanobakteriums *Planktothrix rubescens* im Ammersee

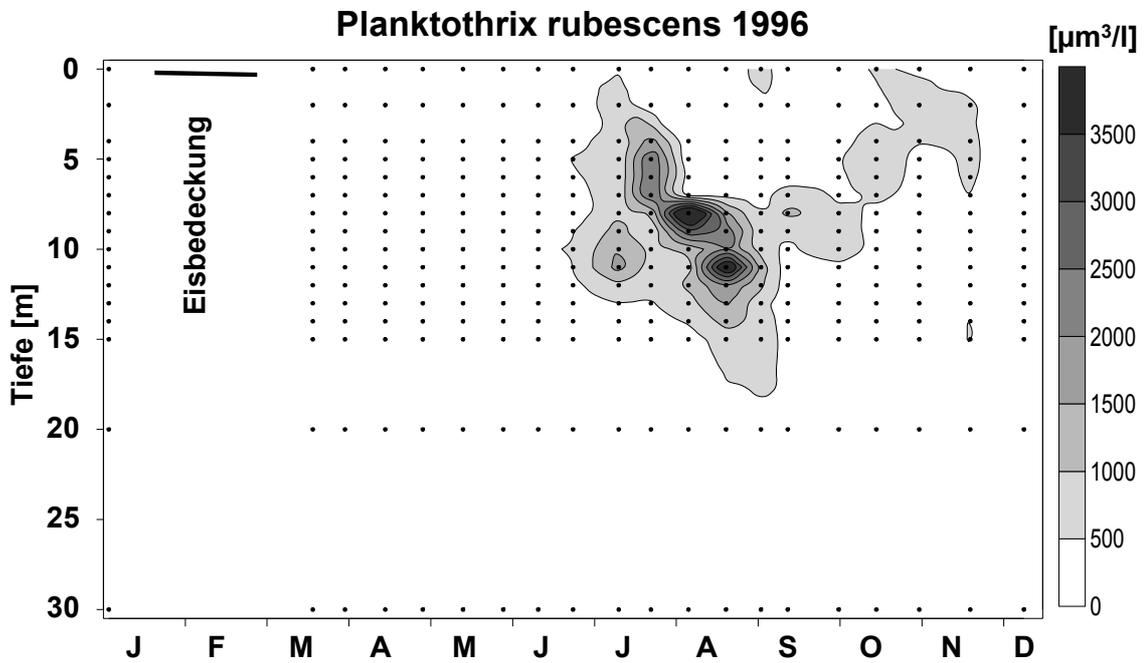


Abb. 12: Tiefen - Zeitverlauf für die saisonale Entwicklung von *Planktothrix rubescens* [µm<sup>3</sup>/l] 1996

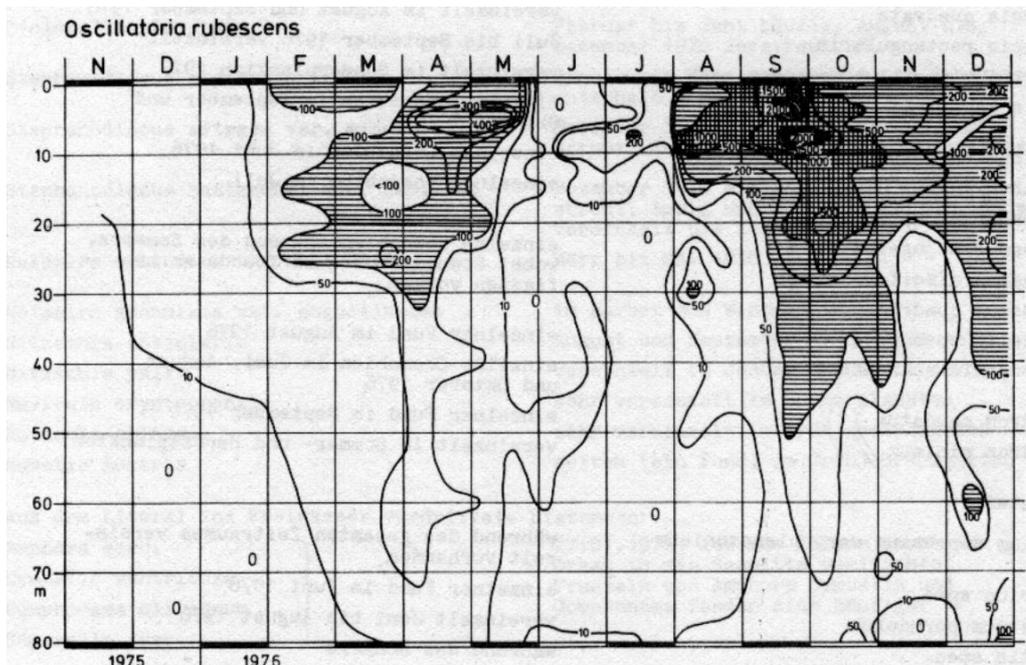


Abb. 13: Tiefen - Zeitverlauf für die saisonale Entwicklung von *Planktothrix rubescens* (= *Oscillatoria rub.*) [Trichomstücke/ml] 1976, STEINBERG (1978)

## Aufkommen des Cyanobakteriums *Planktothrix rubescens* im Ammersee

Die kälteliebende *P. rubescens* ist eine Schwachlicht adaptierte Art. Sie kann das in die Tiefe eindringende grüne Licht (Wellenlängenbereich 495 – 570 nm) aufgrund des hohen Pigmentanteils von Phycoerythrin, das auch die Rotfärbung der Alge bewirkt, nutzen (MUR et al. 1999, TEUBNER 2001). Dies ist ein wichtiger Konkurrenz - Mechanismus, da z.B. Diatomeen wie *Asterionella*, *Diatoma*, *Tabellaria* und *Stephanodiscus* bei diesen niedrigen Lichtintensitäten absterben (LØVSTAD et al. 1998, REYNOLDS 1993). Zudem stehen *P. rubescens* in dem tiefen Standort vermehrt Nährstoffe zur Verfügung (KRUPKA & FEULLADE 1988) und sie ist in der Lage, Phosphat zu speichern (THOMPSON & RHEE 1994, MUR et al. 1999). Dies sind auch wesentliche Faktoren in der Erklärung der geschilderten Zunahme des Phytoplanktonbiovolumens bei insgesamt deutlich gesunkenen TP Konzentrationen. Als Schwachlichtart findet *P. rubescens* offenbar erst im Zuge der Oligotrophierung des Ammersees ideale Lebensbedingungen im Metalimnion.

Damit ist verständlich, dass das Cyanobakterium unter eutrophen Bedingungen im nährstoffreichen Epilimnion auch oberflächennahe Blüten bilden kann. In mesotrophen Seen dagegen kann sich *Planktothrix rubescens* während der Stagnation nicht im nährstoffarmen Oberflächenwasser entwickeln und ist so weitestgehend auf das Metalimnion beschränkt. Beispiele für ein metalimnische Vorkommen sind z.B. dokumentiert im Gardasee (BÜSING 1989), Mondsee (DOKULIL et al. 1990), Lake Nantua (FEULLADE & DRUART 1994) und Zürichsee (MICHELETTI et al. 1998).

Das während der Sommermonate nahezu ausschließliche metalimnische Vorkommen des in der Regel toxischen Cyanobakteriums (s. KURMAIER dieser Band) hat auch Konsequenzen im Nahrungsnetz und in der Badenutzung. So werden die meist oberflächennah vorkommenden Daphnien des Ammersees kaum bei der Filtration gestört (s. MORSCHEID, Harald, dieser Band) und die Nutzung durch Badegäste und Wassersportler ist ohne Einschränkungen möglich. Weitgehend unbekannt ist der Einfluss der tiefen Maxima auf die Renken des Ammersees. Diese halten sich im Sommer immer wieder in dieser Tiefenzone auf (LFW 2001, MAYR, 1998). Der Verdacht einer Schädigung konnte jedoch lediglich im Sommer 1999 erhärtet werden. Von Fischern gefangene Renken wiesen blaue Därme und eine Schädigung des Darmepithels auf (Untersuchungen Dr. Negele, LfW, pers. Mittel.). Ein direkter Nachweis von *Planktothrix*-Zellen im Darm konnte jedoch aufgrund des starken Zersetzungsgrades nicht erbracht werden.

### 5.5.4 Gut und schlecht fressbare Algen

Das Phytoplankton bildet mit seiner pflanzlichen Primärproduktion die Nahrungsgrundlage für die weiteren Glieder im Nahrungsnetz, vor allem für das Zooplankton. Deshalb wurden die Algen in für sie gut und schlecht fressbare Fraktionen unterteilt (Abb. 14). Die maximale Größe der fressbaren Algen richtet sich für den Ammersee nach den Daphnien. Sie nehmen eine wichtige Stellung im Nahrungsnetz des Sees ein, da sie unter den Zooplanktern die höchsten Filtrierraten aufweisen und die bevorzugte Nahrung der Renken, der dominierenden Fischart des Sees, sind (MORSCHEID, Harald 1999, MORSCHEID & MAYR 2001). Als Obergrenze für die Fressbarkeit der

## Aufkommen des Cyanobakteriums *Planktothrix rubescens* im Ammersee

Algen wurde eine maximale Partikelgröße von 30 µm (GALD: greatest axis length dimension) verwendet.

Im Biovolumen der gut fressbaren Algen zeigte sich über den gesamten Betrachtungszeitraum keine signifikante Veränderung. Dem gegenüber weist das Biovolumen der schlecht fressbaren Algen seit 1985 einen deutlichen zunehmenden Trend auf. Demnach ergibt sich auch in der prozentualen Darstellung der beiden Fraktionen einen langfristigen Anstieg des Anteils schlecht fressbarer Algen. Ursache ist vor allem die starke Entwicklung von *P. rubescens*, was sich auch 1976 in einem hohen Anteil schlecht fressbarer Arten niederschlägt. Nachdem die gut fressbaren Algen vor allem im Epilimnion vorkommen und nur relativ geringe Schwankungen im Biovolumen aufweisen, ergeben sich die Schwankungen und Erhöhungen des Gesamtbiovolumens durch die „zusätzliche“ Produktion v.a. durch *P. rubescens* im Metalimnion. Dies hat auf die Nahrungskette „Phytoplankton – Zooplankton – Fische“ jedoch aufgrund der geschilderten räumlichen Trennungen keinen nennenswerten Einfluss.

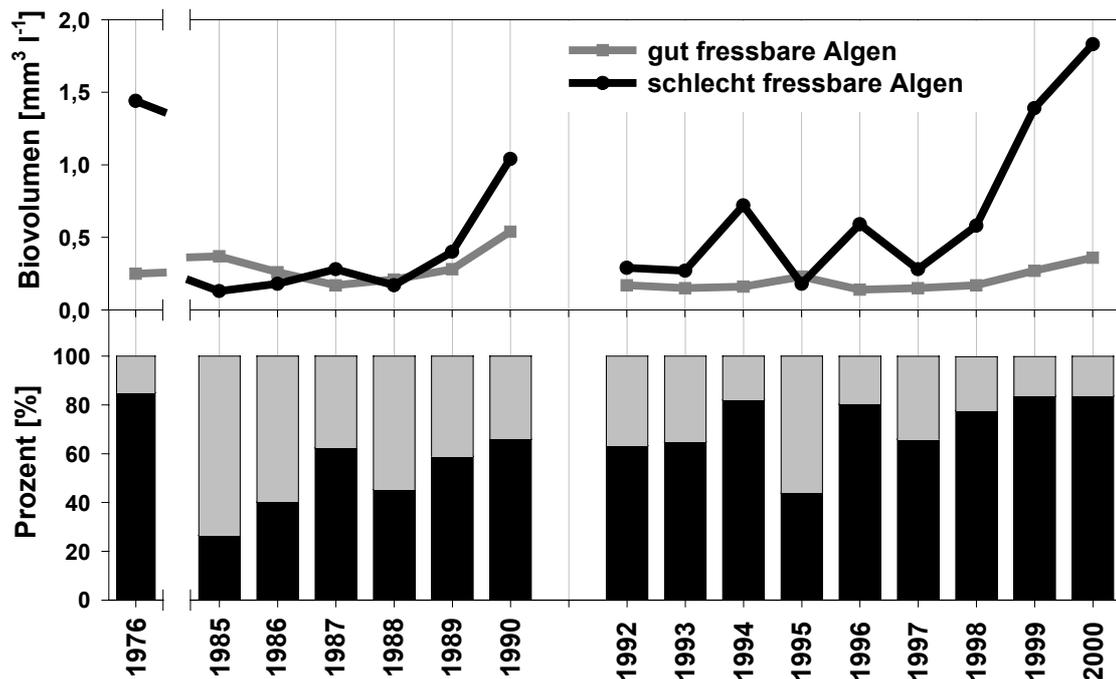


Abb. 14: Entwicklung der Jahresmittelwerte [ $\text{mm}^3/\text{l}$ ] (oben) und der relativen Anteile [%] (unten) der gut und schlecht fressbaren Algen

### 5.6 Zusammenfassung

Der Ammersee erreichte Mitte der siebziger Jahre den Höhepunkt der Eutrophierung. Der Gesamtphosphorgehalt sank durch abwassertechnische Sanierungsmaßnahmen und der See erreichte seit Anfang der neunziger Jahre einen relativ stabilen mesotrophen Zustand. Mit Hilfe langjähriger intensiver Untersuchungen war es möglich, die Entwicklung der Nährstoffkonzentrationen, des Sauerstoffhaushaltes und des Phytoplanktons seit 1976, mit einer Unterbrechung von einigen Jahren, zu verfolgen. Dabei wird deutlich, dass die Oligotrophierung nicht einfach eine Umkehrung der Eutrophierung ist. Die Entwicklung des Cyanobakteriums *Planktothrix rubescens* ist in diesem Zusammenhang ein gutes Beispiel. Für einen prägnanten Überblick über die Entwicklung des Ammersees seit 1976 werden im Folgenden die wichtigsten Untersuchungsergebnisse zusammengefasst:

- Der TP - Gehalt sank im Zeitraum von 1976 - 2000 von 58 µg/l auf ca. 10 µg/l im Jahresmittel.
- Die Stickstoff - Konzentration stieg unter anderem durch erhöhte Einträge aus der Landwirtschaft an.
- Das metalimnische Sauerstoffminimum im Spätsommer/ Herbst ist ein Charakteristikum des Ammersees.
- Das optimale TN : TP - Verhältnis von 16 : 1 wurde selbst in der eutrophen Phase nicht unterschritten (keine Stickstoff-, sondern Phosphorlimitierung in allen 16 Jahren) und Stickstofffixierende Cyanobakterien traten nur vereinzelt auf.
- Die Sichttiefe wies keine deutliche zunehmende oder abnehmende Tendenz auf, sie wird stark durch den Eintrag von Trübstoffen durch die Hochwässer der Ammer beeinflusst.
- Das Phytoplanktonbiovolumen sank vorübergehend im Verlauf der Oligotrophierung, stieg jedoch 1999 und 2000 vor allem aufgrund der Entwicklung von *Planktothrix rubescens* wieder an.
- Es erfolgte eine Veränderung in der Artenzusammensetzung zu mehr oligotraphenten Algen.
- Das Biovolumen der gut fressbaren Algen wies nur geringe Schwankungen auf, das der schlecht fressbare Algen nahm dagegen zu.
- *Planktothrix rubescens* ist ein natürlicher Bestandteil tiefer mesotropher Seen und der häufigste Vertreter der Cyanobakterien im Ammersee.
- Die Entwicklung von *P. rubescens* wird durch eine stabile Schichtung und Hochwässer der Ammer (Eintrag von Nähr- und Trübstoffen) gefördert.

## Aufkommen des Cyanobakteriums *Planktothrix rubescens* im Ammersee

- *P. rubescens* schichtet sich im Metalimnion ein. Dies hat folgende Auswirkungen:
  - Sie kann dadurch zur Verminderung des metalimnischen Sauerstoffdefizites beitragen.
  - Die Nutzung des Sees durch Badegäste und Wassersportler in den Sommermonaten ist ohne Einschränkung möglich.
  - Die meist oberflächennah vorkommenden Daphnien werden kaum bei der Filtration gestört.
  - Renken suchen diesen Bereich im Sommer häufig auf und können dadurch geschädigt werden.
- *P. rubescens* hat Konkurrenzvorteile gegenüber anderen Arten durch:
  - die Nährstoffanreicherung im Metalimnion
  - ihre photo - heterotrophe Ernährungsweise unter Schwachlichtbedingungen
  - Speicherung von Phosphor
  - geringe Grazingverluste (schlecht fressbare Alge, Hauptvorkommen von den Daphnien im Epilimnion (siehe MORSCHEID, Harald, dieser Band) und das der Alge im Metalimnion)

### 5.7 Literatur

- ALEFS, J. 1997: Feinstratigraphie und Diatomeensukzession in den Profundalsedimenten des Ammersees und Starnberger Sees (Oberbayern). – Dissertation, Hieronymus - Verl. München, ISBN 3-928286-92-7
- BÜRGI, H. R. 1994: Seenplankton und Seensanierung in der Schweiz. 30. Arbeitstagung der IAD, Zuoz, Schweiz, Gastreferate, 71-100
- BÜSING, N. 1998: Seasonality of phytoplankton as an indicator of trophic status of the large perialpine „Lago di Garda“. *Hydrobiologia* 369/370, 152-162, In: Alvarez-Cobelas, M.; Reynolds, C.S.; Sanchez-Castillo, P. & Kristiansen J. (eds.), *Phytoplankton and Trophic Gradient*
- DAVIES, A.G. & BLANC, P. 1994: Changes in nutrient availability following a large scale sewage diversion: A chemical perspective of blooms of *Oscillatoria rubescens*. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 41, 33-53
- DOKULIL, M.T. 1993: Long-term response of phytoplankton population dynamics to oligotrophication in Mondsee, Austria. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25, 657-661
- DOKULIL, M.T.; HERZIG, A. & JAGSCH A. 1990: Trophic relationships in the pelagic zone of Mondsee, Austria. *Hydrobiologia*, 191, 199-212
- ELLIOTT, J.M. 1990: Long-term Research and the Future of the Aquatic Environment. *Freshwater Biology* 23, 1-164
- FEUILLADE, M & DRUART, J.-C. 1994: The long-term effect of the sewage diversion on the phytoplankton composition and biomass. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 41, 55-76
- FORSBERG, C. & RYDING, S.O. 1980: Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 swedish waste - receiving lakes. *Arch. Hydrobiol.* 89 (1/2), 189 - 207
- GAEDKE, U. 1998: Functional and taxonomical properties of the phytoplankton community of large and deep Lake Constance: Interannual variability and response to re-oligotrophication (1979-1993). *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.* 53, 119-141
- GAMMETER, S.; FORSTER, R. & ZIMMERMANN, U. 1996: Limnologische Untersuchung des Walensees 1972 - 1995. Bericht zuhänden des Kantons St. Gallen und der Baudirektion des Kantons Glarus; Wasserversorgung Zürich
- GAMMETER, S.; FORSTER, R. & ZIMMERMANN, U. 1997: Limnologische Untersuchung des Zürichsees 1972 - 1996. Wasserversorgung Zürich, Qualitätsüberwachung
- GAMMETER, S. & ZIMMERMAN, U. 2000: Changes in phytoplankton productivity and composition during reoligotrophication in two Swiss lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27, 2190-2193
- GRIMMINGER, H. 1982: Verzeichnis der Seen in Bayern. Teil 1, 566 S., (Hg.: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft München)

## Aufkommen des Cyanobakteriums *Planktothrix rubescens* im Ammersee

- HAMM, A.; KUCKLENTZ, V.; SCHAUMBURG, J.; KLEE, R.; SIEBECK, O., HOLZMANN, R.; MAYR, C.; APPENZELLER, A.; GROSSER, S. & MELZER, A. 1997: Limnologische Forschungen am Chiemsee. Informationsbericht des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 2/97, 116 S.
- HARTMANN, J.; QUOB, H. & KNÖPFLER, G. 1996: Sauberer See = Ärmere Fischer? Institut für Seenforschung 1920 – 1995, Landesanstalt für Umweltschutz Baden – Württemberg, 63-65
- KLEMER, A.R.; FEULLADE, J. & FEULLADE, M. 1982: Cyanobacterial blooms: Carbon and nitrogen limitation have opposite effects on the buoyancy of *Oscillatoria*. *Science* 215, 1629-1631
- KRUPKA, H.M. & FEULLADE M. 1988: Amino acids as a nitrogen source for growth of *Oscillatoria rubescens* D.C.. *Arch. Hydrobiol.* 112 (1), 125-142
- KÜMMERLIN, R.E. 1996: 100 Jahre Planktonforschung am Bodensee. Institut für Seenforschung 1920 - 1995, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hg.), 1. Auflage, Karlsruhe/Langenargen, 53-61
- KÜMMERLIN, R.E. 1998: Taxonomical response of the phytoplankton community of Upper Lake Constance (Bodensee-Obersee) to eutrophication and re-oligotrophication. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.* 53, 109-117
- LENHART, B. 1987: Limnologische Studien am Ammersee 1984 – 1986. Informationsberichte Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft 2/87, 105 S.
- LENHART, B. 1993: Auswirkungen der Nährstoffentlastung auf Seen am Beispiel Ammersee, in: Auswirkungen von Abwassereinleitungen auf die Gewässerökologie. Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie, Bd. 47, Oldenburg Verlag, 185-205
- LFW (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft) 2001: Antwort bayerischer Voralpenseen auf verringerte Nährstoffzufuhr. Informationsberichte 2/2001, 272 S.
- LINDHOLM, T. 1992: Ecological role of deep maxima of phytoplankton. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 35, 33-45
- LØVSTAD, Ø.; HAUGER, T.; VALLNER, P. & BJØRNDALEN, K. 1988: Survey of rivers, lakes, and coastal waters in the country of Østfold (in Norwegian). *Fylkesmannes i Østfold, Moss. Rep.* 6, 88
- MANCA, M. & RUGGIU 1998: Consequences of pelagic food-web changes during a long-term lake oligotrophication process. *Limnol. Oceanogr.* 43 (6), 1368-1373
- MAYR, C. 1998: Zum Einfluss von Trophie, Fischdichte und Habitatwahl auf die Nahrungs- und Wachstumsbedingungen von Renken (*Coregonus lavaretus*) in vier oberbayerischen Seen. Diss. an der LMU-München, 221 S.
- MICHELETTI, S.; SCHANZ, F. & WALSBY, A.E. 1998: The daily integral of photosynthesis by *Planktothrix rubescens* during summer stratification and autumnal mixing in Lake Zuerich. *New Phytol.* 139 (2), 233-246
- MORSCHIED, Harald 1999: Entwicklung und Stellung des Zooplanktons im pelagischen Ökosystem des Ammersees nach der Oligotrophierung (1993 – 1997), Dissertation, Formal- und Naturwissenschaftliche Fakultät der Universität Wien, 204 S.

## Aufkommen des Cyanobakteriums *Planktothrix rubescens* im Ammersee

- MORSCHIED, Harald & MAYR, C. 2001: 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. Biology and Management of Coregonid Fishes, Archiv Hydrobiol., Advances in Limnology, 57, 411-421
- MORSCHIED, HEIKE & MORSCHIED, HARALD 1997: Geschlossene Gesellschaft - Die „high society“ im Epilimnion des Ammersees im saisonalen Verlauf 1996, Teil 1 Phytoplankton. – Tagungsbericht der DGL 1997, 301-305
- MORSCHIED, HEIKE 2002: Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Ammersee während der Oligotrophierung. Diss. an der Universität Wien, 153 S.
- MÜLLER, J.; WINKLER, R. & SOSSAU, C. 1991: Untersuchungen zur Cs137-Aktivität von Schwebstoffen und zum partikulären Cs137-Flux im Ammersee (Oberbayern). - Z. f. Wasser-Abwasser-Forsch. 24, 165 - 171
- MUR, L.R.; SKULBERG, O.M. & UTKILIEN, H. 1999: Cyanobacteria in the environment. In: CHORUS & BARTRAM (eds.), Toxic cyanobacteria in water, A guide to their public health consequences, monitoring and management. E & FN Spon, London and New York, S. 15-40
- REYNOLDS, C.S. 1993: Swings and roundabouts: Engineering the environment of algal growth. In K.N. White et al. (eds.), Urban waterside regeneration. Problems and prospects. Ellis Horwood, 330-349
- REYNOLDS, C.S. 1998: What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? Hydrobiologia 369/370, 11-26 In: ALVAREZ-COBELAS, M.; REYNOLDS, C.S.; SANCHEZ-CASTILLO, P. & KRISTIANSEN J. (eds.), Phytoplankton and Trophic Gradient
- ROTT, E. 1984: Phytoplankton as biological parameter for the trophic characterization of lakes. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22, 1078-1085
- RUGGIU, D.; MORABITO, G.; PANZANI, P. & PUGNETTI, A. 1998: Trends and relations among basic phytoplankton characteristics in the course of the long-term oligotrophication of Lake Maggiore (Italy). Hydrobiologica 370, 243-257
- RUHLÉ, CH. & GAMMETER, S. 1996: Alterations in the trophic status of Lake Walenstadt (Switzerland) and in the growth of its slow-growing whitefish (*Coregonus lavaretus* L.). Biology and Management of Coregonid Fishes, 109-119
- SAMPL, H. 1998: Die Kärntner Seen: Historisches, Eutrophierung, Sanierung. - Tagungsbericht der DGL Klagenfurt, 1-19
- SAMPL, H. & SCHULZ, L. 2001: Kärntner Seenbericht 2001. Veröffentlichungen des Kärntner Institutes für Seenforschung 15, Amt der Kärntner Landesregierung Abt. 15 Umweltschutz (Hs.), 58 S.
- SCHMIDT, R. 1991: Recent re-oligotrophication in Mondsee (Austria) as indicated by sediment diatom and chemical stratigraphy. Verh. Internat. Verein. Limnol. 24, 963-967
- SCHRÖDER, R. & SCHRÖDER, H. 1978: Ein Versuch zur Quantifizierung des Trophiegrades von Seen. Arch. Hydrobiol. 82 (1/4), 240 - 262
- SCHWOERBEL, J. 1994: Methoden der Hydrobiologie, Süßwasserbiologie, 4. Aufl., UTB 979 Fischer Stuttgart New York, 386 S., ISBN 3-8252-0979-2

## Aufkommen des Cyanobakteriums *Planktothrix rubescens* im Ammersee

- SIMON, M. 1997: Reaktion eines Seeökosystems auf kontinuierliche Zu- und Abnahme von Phosphatimporten - dargestellt am Beispiel des Bodensees. Laufener Seminarbeitr. 3/97, S 27-37, Bayr. Akad. Natursch. Landschaftspfl.
- SOMMER, U.; GAEDKE, U. & SCHWEIZER, A. 1993: The first decade of oligotrophication of Lake Constance. *Oecologia* 93, 276-284
- STEINBERG, C. 1978: Limnologische Untersuchungen des Ammersees, Sept. 1975 – Dez. 1976. Informationsberichte Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft 6/78, 78 S.
- TEUBNER, K. 1996: Struktur und Dynamik des Phytoplanktons in Beziehung zur Hydrochemie und Hydrophysik der Gewässer der Region Berlin – Brandenburg. Dissertation, Humboldt – Univ. Berlin, 232 S.
- TEUBNER, K. 2001: Die Algengemeinschaften von Seen. In: Ökologie und Schutz von Seen, Dokulil, M.; Hamm, A. & Kohl, J.-G. (Hg.), 1. Auflage, S. 89-121, UTB 2110, 232 S., ISBN 3-8252-2110-5
- THOMPSON P.-A. & RHEE G.-Y 1994: Phytoplankton responses to eutrophication. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 42, 125 - 166
- TILZER, M.M. 1991: Keine Reaktion der Primärproduktion des Bodensees auf verringerte Nährstoffzufuhr? DGL Tagungsbericht Mondsee, 67-70
- UEHLINGER, U & BLOESCH, J. 1989: Primary production of different phytoplankton size classes in an oligomesotrophic Swiss lake. *Arch. Hydrobiol.* 116, 1-21
- UEHLINGER, U.; BÜRGI, H.R. & Müller, R. 1996: Veränderungen der Ökologie von Gewässern durch die Phosphatabnahme. *EAWAG News* 42 D, November, 14-17
- VOLLENWEIDER, R.A. 1979: Das Nährstoffbelastungskonzept als Grundlage für den externen Eingriff in den Eutrophierungsprozeß stehender Gewässer und Talsperren. *Z. Wasser Abwasser Forsch.* 12, 46-56
- WALSBY, A.E.; AVERY, A. & SCHANZ, F. 1998: The critical pressures of gas vesicles in *Planktothrix rubescens* in relation to the depth of winter mixing in Lake Zürich, Switzerland. *J. Plankton Res.* 20 (7), 1357-1375

# 6 Einfluss des Zooplanktons auf die Entwicklung von Cyanobakterien (und vice versa)

Harald Morscheid, Bayerisches Landesamt für Umwelt, Ref. 57 Gewässerökologie

## 6.1 Einleitung

Cyanobakterien waren bereits vor 2,5 Milliarden Jahren eine dominante Lebensform in den Gewässern („Zeitalter der Cyanobakterien“). Daher liegt es nahe, dass sich bis heute auch die anderen Organismen im Freiwasser-Ökosystem an deren Anwesenheit adaptiert haben, und natürlich auch andersherum. Gefressen werden Cyanobakterien im Wasser vor allem vom herbivoren Zooplankton, was wiederum die Nahrungsgrundlage für viele Fische darstellt. Folglich ist es von allerhöchster Wichtigkeit für den Aufbau und Stofffluss des Ökosystems, welchen Einfluss die z.T. toxischen Cyanobakterien auf das Zooplankton ausüben und dieses wiederum auf die Cyanobakterien.

Als Zooplankton werden im folgenden die im Forschungsvorhaben zum Auftreten toxinbildender Blaualgen des LfW untersuchten Gruppen zusammengefasst:

Rotatorien (Rädertiere) und Crustaceen (Krebstiere) mit den Unterteilungen in Copepoden (Hüpfertlinge) und Cladoceren (Blattfußkrebse), zu denen auch die Daphnien (Wasserflöhe) und Bosminen (Rüsselkrebse) gehören.

## 6.2 Die Nahrungsvorlieben der Zooplankter

Die Ernährung der Zooplankter richtet sich stark nach deren Spezialisierung (räuberisch, omnivor, Detritusfresser, herbivor), der Art die Nahrung zu erlangen (selektiv greifend, unselektiv filtrierend) und natürlich sehr stark auch nach der Körpergröße. So können generell kleine Arten auch nur kleine Nahrungspartikel, also auch nur kleine Algen fressen.

Rotatorien (Bsp. Abb. 1, links) sind durch ihre geringe Körpergröße auf kleine Nahrung angewiesen, ihr Spektrum reicht von Bakterien über Flagellaten, kleine Ciliaten und Detrituspartikel bis zu kleinen Algen. Dabei können sie ihre Nahrung meist gut selektieren und sind so in der Lage, sich aus einem schlechten Nahrungsangebot die besten Teilchen „herauszupicken“. Andererseits führt der Fraßdruck der kleinen Zooplankter nach ARNDT (1997) nur selten zu einer Reduktion des Phytoplanktons. Durch deren selektive Ernährungsweise und hohe Umsatzraten tragen sie eher zu einem intensiven, schnellen Nährstoffrecycling bei. Dabei können auch die in Bakterien gebundenen Nährstoffe nach deren Ausscheidung wieder den Algen verfügbar gemacht werden und dadurch deren Wachstum gefördert werden (WICKHAM et al. 1993, HUDSON & TAYLOR 1996). Die Rotatorien spielen durch ihre meist niedrigen Biomassen und Filtrierraten in der Regel nur eine geringe Rolle im Ökosystem (s. BARTHELMEß 1997, TITTEL 1997, GAEDKE 1998, MORSCHEID 1999).

## Einfluss des Zooplanktons auf die Entwicklung von Cyanobakterien (und vice versa)



Abb. 1: Rotatorie, ca. 80  $\mu\text{m}$  (links) und Cyclops, ca. 1 mm (rechts) aus dem Ammersee

Bei Copepoden (Bsp. Abb. 1, rechts) unterscheidet man cyclopoide Copepoden, die meist omnivor oder räuberisch sind und calanoide Copepoden, die herbivor sind, also überwiegend Algen fressen. Sie ernähren sich durch gezieltes Ergreifen ihrer Nahrung, wobei sie ein hohes Selektionsvermögen besitzen (JACOBS 1974). Sie beeinflussen das Nahrungsgefüge vor allem bei starkem Aufkommen räuberischer Arten. Copepoden sind im Gegensatz zu den Daphnien im allgemeinen nicht fähig, die Populationsdichten des Phytoplanktons direkt zu dezimieren (THOMPSON & FERGUSON 1982, aus BRABAND, FAAFENG & NILSSEN 1987).



Abb. 2: Daphnie aus dem Ammersee, ca. 1mm

Cladoceren und von diesen vor allem Daphnien (Abb. 2) besitzen im Vergleich zu anderen Zooplanktern eine wesentlich höhere Filtrierate (WETZEL 1983), wobei diese etwa in der zweiten bis dritten Potenz mit der Körpergröße der Tiere ansteigt (LAMPERT 1983). In Kombination mit deren hohem Vermehrungspotential können vor allem große Arten die Nahrung komplett für sich

## Einfluss des Zooplanktons auf die Entwicklung von Cyanobakterien (und vice versa)

beanspruchen und kontrollieren (HALL et al. 1976, CHRISTOFFERSEN et al. 1993) und so einen starken Einfluss auf den Phytoplanktongehalt im Wasser nehmen. So ist zu erklären, dass die z.T. bis zu 2 mm großen Daphnien in der Lage sind, bei hohen Dichten das Wasser durch das „Grazing“ weitgehend klar zu filtrieren, während bei kleineren Arten wie den Bosminen dies auch bei weitaus größeren Dichten kaum vorkommt. Nach einem solchen „Klarwasserstadium“ ändert sich die Algenzusammensetzung meist zu ungünstigen, für Daphnien nur schwer fressbaren Arten (GLIWICZ 1975, MCCAULEY & BRIAND 1979).

Entscheidend darüber, ob das Algenwachstum durch Daphnien kontrolliert werden kann, ist vor allem die Größe der Algen. So ist ein 1 mm großer Wasserfloh meist auf Algen  $< 30 \mu\text{m}$  beschränkt (BURNS 1968a). Durch die hohe Effizienz in der Nahrungsaufnahme können nicht nur Algen sondern auch andere Zooplankter stark unterdrückt werden, weshalb man die Daphnien auch als „keystone species“, also als wichtige Schlüsselart, bezeichnet (ROTHHAUPT & GÜDE 1996, ŠIMEK et al. 1997). Da sich Daphnien durch unselektives Filtrieren des Wassers ernähren, werden sie von großen Algen und anderen Partikeln gestört. Hier haben die sich selektiv ernährenden Bosminen, Copepoden und Rotatorien einen Vorteil.

### 6.3 Können Cyanobakterien von Zooplanktern gefressen werden und sind sie eine Gefährdung für das Zooplankton?

Cyanobakterien können bei passender Größe durchaus von Zooplanktern gefressen werden, werden aber grundsätzlich langsam assimiliert und haben nur einen schlechten Nährwert z.B. durch den geringen Anteil ungesättigter Fettsäuren (ARNOLD 1971, SCHINDLER 1971). Durch die Stoffausscheidungen der Cyanobakterien und deren Absterben sammeln sich jedoch stets Bakterien und in Folge Flagellaten und Ciliaten um die Cyanobakterien an, was eine Nahrungsgrundlage für Copepoden und Rotatorien sein kann (PEARL 1988).

Ein starkes Aufkommen vor allem von großen Algen beeinträchtigt jedoch in der Regel die Populationsentwicklung von Daphnien (INFANTE & ABELLA 1985, DAVIDOWICZ et al. 1988) wobei neben der rein mechanischen Störung auch ein toxischer Effekt klar nachgewiesen ist (z.B. KURMAYER & JÜTTNER 1999). Eine Vielzahl von Literatur belegt ein weites Reaktionsspektrum Cyanotoxin exponierter Zooplankter von Tod bis zu überhaupt keinem Effekt (z.B. DeBERNARDI & GIUSSANI 1990, GILBERT 1990, CHRISTOFFERSEN 1996).

Dies liegt zum einen z.B. an der Fähigkeit von Copepoden Nahrungspartikel selektiv auszuwählen und dabei sogar zwischen toxischen und nicht toxischen Algen zu unterscheiden (DEMOTT & MOXTER 1991), während Daphnien wie bereits beschrieben weit weniger selektiv sind. Zum Anderen haben neue Forschungen gezeigt, dass sich Daphnien und auch andere Zooplankter über einen längeren Expositionszeitraum an die Toxine „gewöhnen“, also Resistenzmechanismen entwickeln können, so dass kaum noch negative Effekte nachzuweisen sind (GUSTAFSSON & HANSSON 2004).

## **Einfluss des Zooplanktons auf die Entwicklung von Cyanobakterien (und vice versa)**

Nichtsdestotrotz sind Blüten von Cyanobakterien oft mit einem Rückgang der Dichte größerer Cladoceren und einem Anstieg der Dichten kleiner Zooplankter wie Rotatorien, Copepoden und kleiner Cladoceren gekoppelt (EDMONDSON & LITT 1982, GILBERT 1990). Schwer zu trennen ist diese sich ergebende Zooplanktonstruktur vom Einfluss planktonfressener Fische. Alle Jungfische und viele adulte Fische ernähren sich von Zooplankton, wobei sie gezielt die großen und schwerfälligen Arten wie Daphnien eliminieren (GLIWICZ & PIANOWSKA 1989). Beides wirkt sich über den bereits gezeigten Zusammenhang zwischen Körpergröße und Zusammensetzung der Zooplanktongemeinschaft direkt negativ auf deren Filtrierkapazität aus.

### **6.4 Zooplankton als Vektor für Algentoxine**

Neuere Arbeiten v.a. aus dem Bereich der Ostseeforschung zeigen, dass Zooplankter in der Lage sind Cyanobakterientoxine zu akkumulieren (THOSTRUP & CHRISTOFFERSEN 1999, TURNER et al. 2000, LEHTINIEMI et al. 2002). Es gibt durchaus auch Hinweise, dass Zooplankton als Vektor für Algentoxine vom Phytoplankton zu den planktivoren Fischen fungiert (MANEIRO et al. 2000, TESTER et al. 2000, ENGSTRÖM-ÖST 2002). Im Bereich limnischer Systeme fehlen jedoch noch entsprechende Untersuchungen, um diesen Punkt abschließend zu klären oder gar Abschätzungen vornehmen zu können.

### **6.5 Können Massenentwicklungen von Cyanobakterien durch effektiv filtrierende Zooplankter verhindert werden – und wenn ja wie?**

Das Potential von natürlichen Zooplanktonpopulationen zur Kontrolle oder Verhinderung von Cyanobakterien-Blüten wird immer noch kontrovers diskutiert (s. auch DEBERNARDI & GUISSANI 1990). Während in einigen Arbeiten gezeigt werden konnte, dass das Wachstum von Cyanobakterien in den betreffenden Untersuchungsgewässern unter erhöhtem Fraßdruck durch Daphnien stark zurückging (z.B. DAWIDOWICZ et al. 1988, RÜCKER et al. 2003, DEBERNARDI & GUISSANI 1990), ergaben andere gegenteilige Ergebnisse (z.B. DAWIDOWICZ 1990, GLIWICZ 1990). In Untersuchungen von BENNDORF (z.B. 1995) nahm das Biovolumen von Cyanobakterien unter starkem Grazingdruck sogar noch zu.

Gründe für diese unterschiedlichen Ergebnisse liegen zum einen im Nährstoffgehalt der untersuchten Gewässer. In nährstoffreichen Gewässern kommt es zuerst zu einer starken Reduktion des Phytoplanktons durch das Grazing. In der anschließenden Periode werden die reichlich vorhandenen Nährstoffe dann von schlecht fressbaren Algen, häufig Cyanobakterien, umgesetzt, wenn kein kompletter Umschlag in ein ausgeprägtes Makrophyten- (Unterwasserpflanzen) wachstum stattfindet. Eine Grenze ab der dieser Mechanismus nicht mehr auftritt, ist bisher nicht näher bestimmt, die Erfahrungen zeigen, dass sie jedoch durchaus deutlich unter 50 µg/l Gesamtphosphor im Freiwasser liegen kann.

## **Einfluss des Zooplanktons auf die Entwicklung von Cyanobakterien (und vice versa)**

Zum Anderen scheint das Timing und die nachfolgende Witterung eine wesentliche Rolle zu spielen. So kann eine Blaualgenblüte offenbar in der frühen Entstehungsphase durch starkes Zooplanktongrazing verhindert werden (DEBERNARDI & GUISSANI 1990), da die Koloniegrößen/Filamentlängen noch gering sind. Grundvoraussetzung für eine erfolgreiche Kontrolle von Cyanobakterien durch Daphnien ist jedoch ein möglichst geringer Fraßdruck durch planktonfressende Fische. Wie bereits erwähnt, dezimieren diese gezielt die großen Filtrierer, so dass ein effektives Grazing nicht mehr stattfinden kann.

Die Ergebnisse aus der Literatur und den eigenen Untersuchungen (s. LFW 2004, Materialien Nr. 113) lassen sich in folgendem Schema zur Kontrolle von Cyanobakterien durch Zooplankter darstellen (Abb. 3):

Cyanobakterien werden durch Zooplankter unterdrückt wenn:

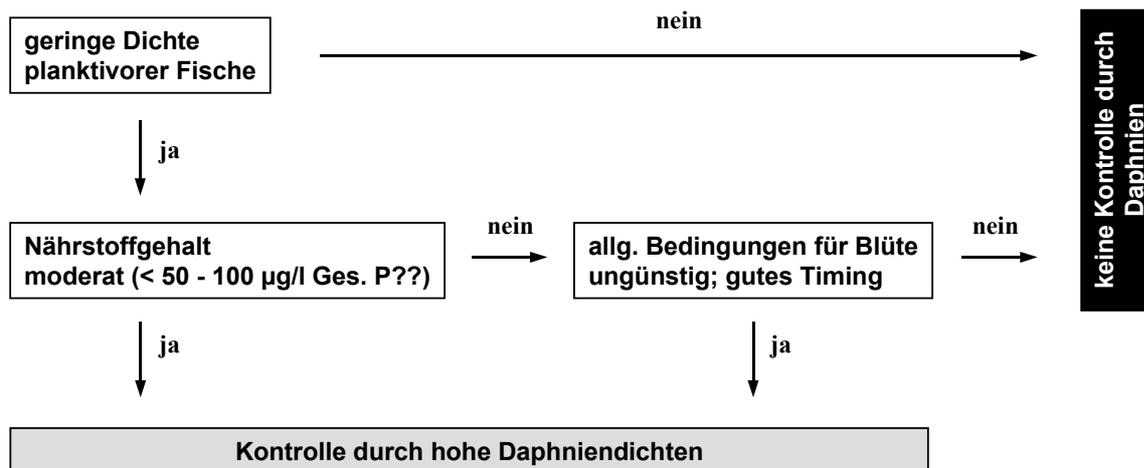


Abb. 3: Faktorenschema zur Kontrolle von Cyanobakterien-Massenentwicklungen durch Zooplankton (Daphnien)

### 6.6 Einfluss des Zooplanktons in den 2001 untersuchten „Blaualgenseen“ Ammersee, Bergknappweiher, Klostersee und Altmühlsee

Im Rahmen des Forschungsvorhabens „Bedingungen für das Auftreten toxischer Blaualgen (Cyanobakterien) in bayerischen Seen und anderen stehenden Gewässern“ (LFW 2004) des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft wurde die Zooplanktonentwicklung in vier bayerischen Blaualgenseen untersucht. Dabei wurden u. A. detailliert Abundanzen, Biomassen (im

## Einfluss des Zooplanktons auf die Entwicklung von Cyanobakterien (und vice versa)

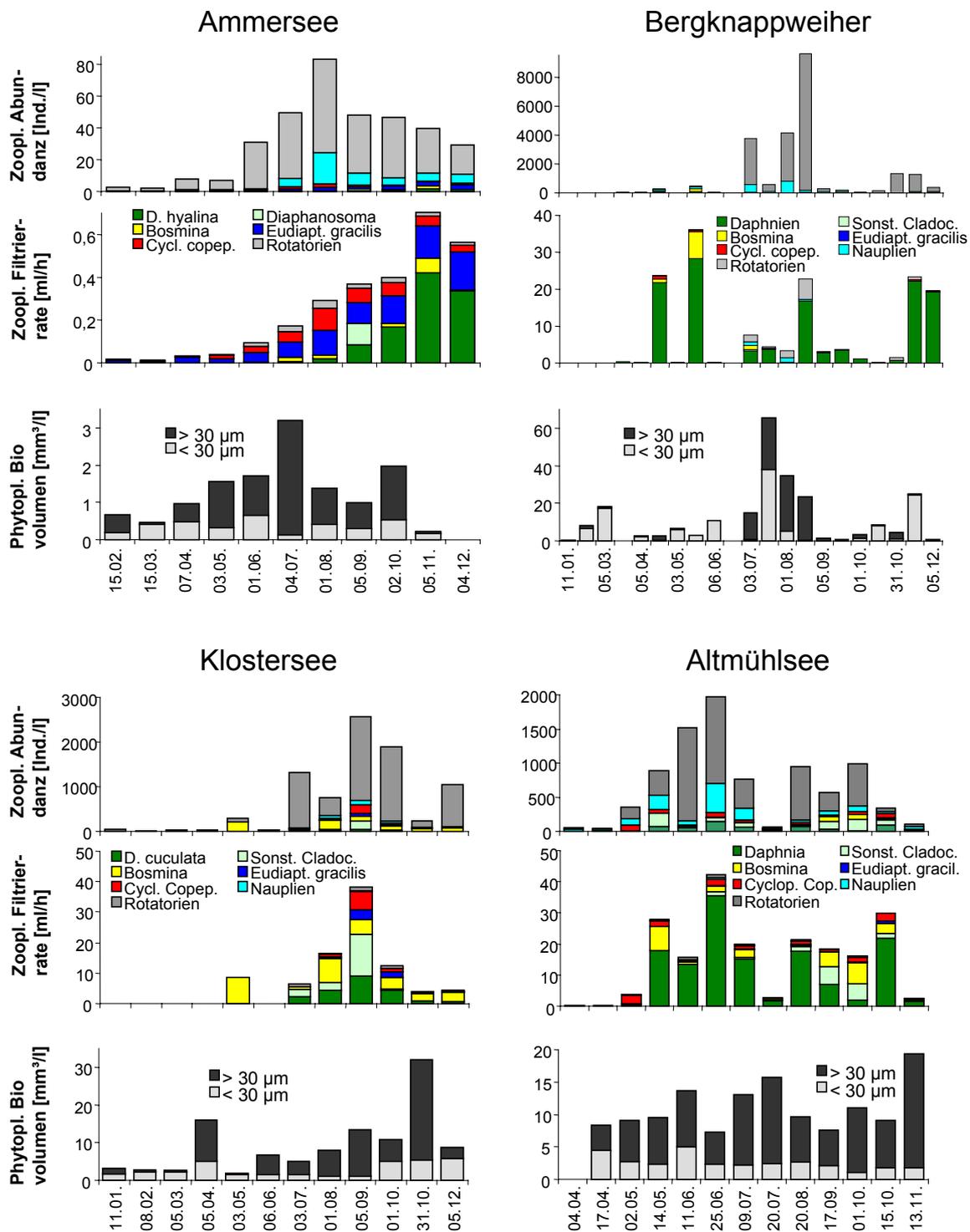


Abb. 4: Individuendichte (Abundanz) und Filtrierrate des Zooplanktons und Biovolumen des Phytoplanktons 2001 in vier bayerischen „Blaualgenseen“ (Daten aus LFW 2004, Zooplanktondaten Altmühlsee von WWA Ansbach)

## **Einfluss des Zooplanktons auf die Entwicklung von Cyanobakterien (und vice versa)**

Ammersee auch Tiefenverteilung) und mittlere Körperlängen ermittelt und eine Abschätzung der Gemeinschafts-Filtrieraten vorgenommen.

Abbildung 4 (jew. oben) gibt einen Überblick über den saisonalen Ablauf der Zooplanktondichten (Abundanz) in den vier untersuchten Gewässern. Die daraus mit Hilfe von Literaturwerten errechneten Filtrieraten (jew. Mitte) stellen durch die Schwankungsbreite der Literaturwerte Schätzwerte dar, zeigen dennoch sehr klar den tatsächlichen Einfluss der verschiedenen Zooplanktongruppen durch deren Partikelfiltration. Zum Vergleich wurde jeweils unten das Phytoplankton-Biovolumen beigefügt, aufgeteilt in einen für Zooplankter gut und einen schlecht fressbaren Anteil. Die Biomassen des Zooplanktons wurden nicht gesondert dargestellt, da sie ein ähnliches Bild wie die Filtrieraten vermitteln.

Auffällig in allen Gewässern ist die „übliche“ zahlenmäßige Dominanz der kleinen Rotatorien. Starke Vorkommen sind im Allgemeinen an das Fehlen einer Dominanz von Daphnien gekoppelt, da sie durch deren Konkurrenz und Interferenz stark unterdrückt werden. Dies beeinflusst maßgeblich die Durchschnittsgröße des gesamten Zooplanktons, ein Indikator für größenselective Vorgänge im Freiwasser.

Die Daphnien erreichten sowohl in der Abundanz als auch in der Biomasse (ohne Abb.) in allen Untersuchungsgewässern über einen längeren Zeitraum als 14 Tage hinweg keine höhere Dichten. Trotzdem zeigt sich, dass sie durch ihre hohe Filtrierleistung einen maßgeblichen Anteil an der Filtration der Zooplanktongemeinschaft haben. Vergleicht man den Verlauf der gemeinschaftlichen Filtrierleistung jedoch mit der Phytoplanktonentwicklung, so lassen sich mit Ausnahme des Ammersees keine korrespondierenden Tendenzen erkennen. Dies ist bei den geringen Dichten an Daphnien auch nicht zu erwarten. Die Filtrierleistung ist insgesamt als wesentlich zu niedrig zu werten. Im Ammersee war die Phytoplanktonentwicklung im Herbst auch in den Vorjahren grundsätzlich rückläufig (s. LFW 2001, MORSCHIED, HEIKE 2002), so dass der Rückgang des Algenbiovolumens nicht als Folge des Zooplanktongrazings gewertet werden kann. Die Ergebnisse der Vorjahre ließen für den Ammersee zwar einen Einfluss des Zooplanktons auf die Zusammensetzung des Phytoplanktons (Anteil fressbarer Arten), nicht jedoch auf das Biovolumen erkennen (LFW 2001).

Auch die durchschnittliche Körperlänge der Zooplanktongemeinschaft kann auf den ersten Blick Aussagen darüber geben, ob große, leistungsfähige Filtrierer oder kleine ineffektive Arten vorherrschen. Damit gibt sie einerseits ebenfalls Informationen über die Filtrierleistung der Gemeinschaft, andererseits aber - wie bereits dargestellt - über die Aktivität z.B. von planktonfressenden Fischen, die gezielt die großen Arten herausfressen. Abbildung 5 zeigt neben den mittleren Körperlängen des gesamten Zooplanktons (links) auch eine Darstellung nur der Crustaceen (rechts), also ohne Rotatorien. In beiden Abbildungen bildet der Klostersee mit den geringsten Durchschnittsgrößen das „Schlusslicht“, während der Altmühlsee eher am oberen Rand angesiedelt ist. Die Gewässer unterscheiden sich jedoch nur in vier Fällen signifikant voneinander. Zum Ver-

## Einfluss des Zooplanktons auf die Entwicklung von Cyanobakterien (und vice versa)

gleich ist die Durchschnittsgröße des Zooplanktons des Rottachspeichers bei Kempten vor (1991, Daten STEIB 1992) und nach (1993, MORSCHIED 1995) dem ersten Fischbesatz (1992) mit Renken dargestellt. Renken ernähren sich zeitlebens von Plankton. Der drastische Abfall der Durchschnittslängen ist sehr gut zu erkennen. Die Reduktion fällt beim gesamten Zooplankton deutlich stärker aus, als nur bei den Crustaceen. Dies ist darauf zurückzuführen, dass 1993 die großen Daphnien verschwunden waren und durch die fehlende Konkurrenz die kleinen Rotatorien übermäßig an Dichte zunahmen.

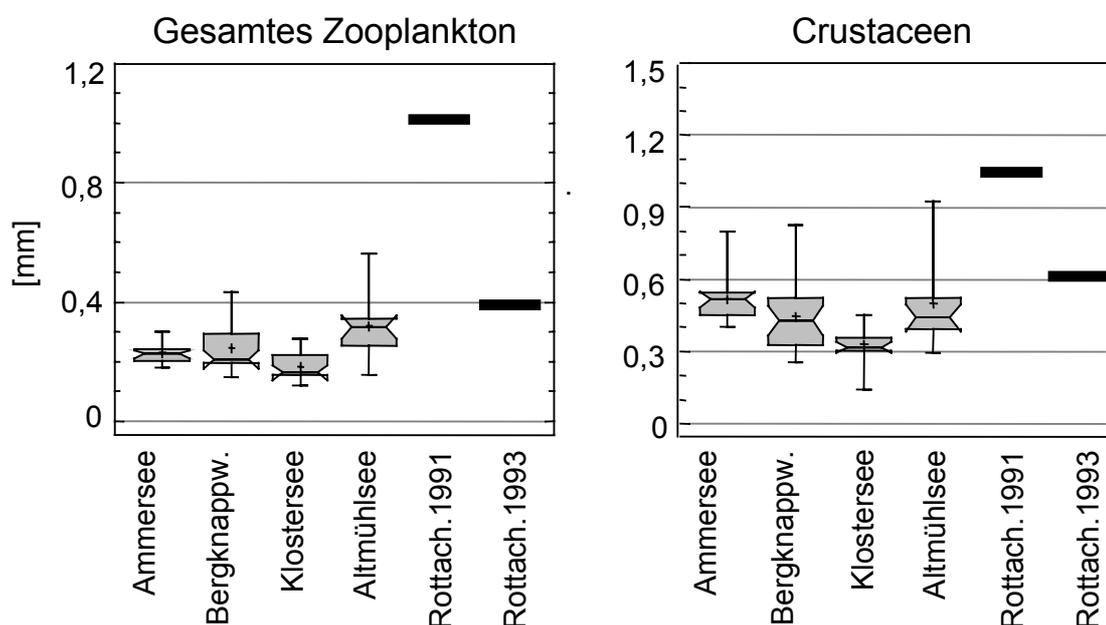


Abb 5: Durchschnittliche Körperlänge des gesamten Zooplanktons (links) und der Crustaceen (rechts) in vier bayerischen „Blaualgenseen“ und aus dem Rottachspeicher vor (1991) und nach (1993) dem erstmaligen Fischbesatz (1992); Daten: LFW 2004, STEIB 1992, MORSCHIED 1995

Abschließend kann davon ausgegangen werden, dass die untersuchten Gewässer einem starken Fraßdruck durch planktonfressende Fische unterliegen, so dass eine Kontrolle des Phytoplanktons auch unter günstigen Bedingungen (Vorherrschen kleinerer Algen, Beginn der Cyanobakterientwicklung) nicht möglich ist.

In allen vier untersuchten Seen zeigte sich 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 Dichten an großen, effektiven Filtrierern (Daphnien) im Freiwasser.

### 6.7 Sonderfall „tiefer geschichteter See“, Ammersee

Im Ammersee, ein tiefer, geschichteter mesotropher Voralpensee, spielen vertikale Verteilungsmuster eine entscheidende Rolle im Ökosystem (s. auch MORSCHEID, Heike, dieser Band, LFW 2001).

Die Tiefenverteilung des Zooplanktons im Ammersee war in den Untersuchungen von 2000/2001 durchweg vergleichbar mit denen der Vorjahre (1993/1994, Mitte 1995/1996) und scheint einem mehr oder weniger festen jahreszeitlichen Schema zu folgen. Ähnliches ist z.B. auch für den Chiemsee beschrieben (s. LFW 1997). Auch die Verteilung der in beiden Untersuchungszeiträumen im Phytoplankton dominanten Blaualge *Planktothrix rubescens* hatte ein ähnliches Muster wie 1996. Da 1996 jedoch noch detaillierte echographische Untersuchungen zum Fischbestand vorliegen, wird im Folgenden dieses Jahr grafisch dargestellt, um einen umfassenden Vergleich zu ermöglichen (Abb. 3, aus LFW 2001). Wie 1996 schichtete sich *P. rubescens* auch 2000/2001 als Schwachlichtart am unteren Rand der euphotischen Zone ein (s. MORSCHEID, Heike dieser Band), was zur Folge hat, dass sie in den Sommermonaten ihre Maxima deutlich unter 5 m Wassertiefe ausbildet und nur im Herbst und z.T. Frühjahr weiter in der Wassersäule und bis an die Wasseroberfläche verteilt ist (s. Abb. 6 oben). Tiefe Maxima im Bereich des Metalimnions sind für diese Art auch von anderen Seen, wie z.B. dem Mondsee (DOKULIL et al. 1990), Lake Nantua (FEUILLADE & DRUART 1994) und Zürichsee (MICHELETTI et al. 1998) bekannt.

Im Gegensatz zu *Planktothrix* waren die Daphnien überwiegend nahe der Wasseroberfläche zu finden (Abb. 6 Mitte oben). Ein kausaler Zusammenhang mit dem Vorkommen von *P. rubescens* (Verdrängung) lässt sich nicht treffen, da diese oberflächennahe Verteilung auch in Jahren ohne ein Vorkommen der Blaualge auftritt. (z.B. 1993/1994). Das Untersuchungsjahr 2001 wich insofern von der üblichen Verteilung ab, als ein Daphnienmaximum im Herbst über einen weiten Tiefenbereich verteilt war und so mit den höheren Dichten von *P. rubescens* zusammenfiel. Dies ist ein Indiz dafür, dass Daphnien die „üblichen“ *Planktothrix*-Dichten im Ammersee zumindest tolerieren und dabei sogar höhere Bestandsdichten ausbilden können.

Im Gegensatz zu den Daphnien wandern die meisten Copepoden im Sommer auch in *Planktothrix*-freien Jahren (s. MORSCHEID & KUCKLENTZ 1996) in tiefere Bereiche ab (Abb. 6, Mitte unten) und sind so räumlich nicht von dieser getrennt. Offenbar profitieren sie hier sogar von der bereits angesprochenen Nahrungsressource durch abgestorbene und bakterienbesetzte Fragmente und sind durch ihre hochgradig selektive Ernährungsweise nicht von den Toxinen betroffen.

Auch die Renken zeigten 1996 ein Verteilungsbild (Abb. 6, unten), das im Sommer deutliche Überlappungen in der Aufenthaltstiefe zwischen Fischen und *Planktothrix* belegen konnte (s. LFW 2001, MAYR 1998). Ähnliche Verteilungsmuster wie das gezeigte konnten auch in anderen Jahren (APPENZELLER 1997, WIBMATH et al. 1995) und auch ohne ein Auftreten von *Planktothrix* im Ammersee dokumentiert werden. Ab welchen Dichten von *P. rubescens* es zu einer

# Einfluss des Zooplanktons auf die Entwicklung von Cyanobakterien (und vice versa)

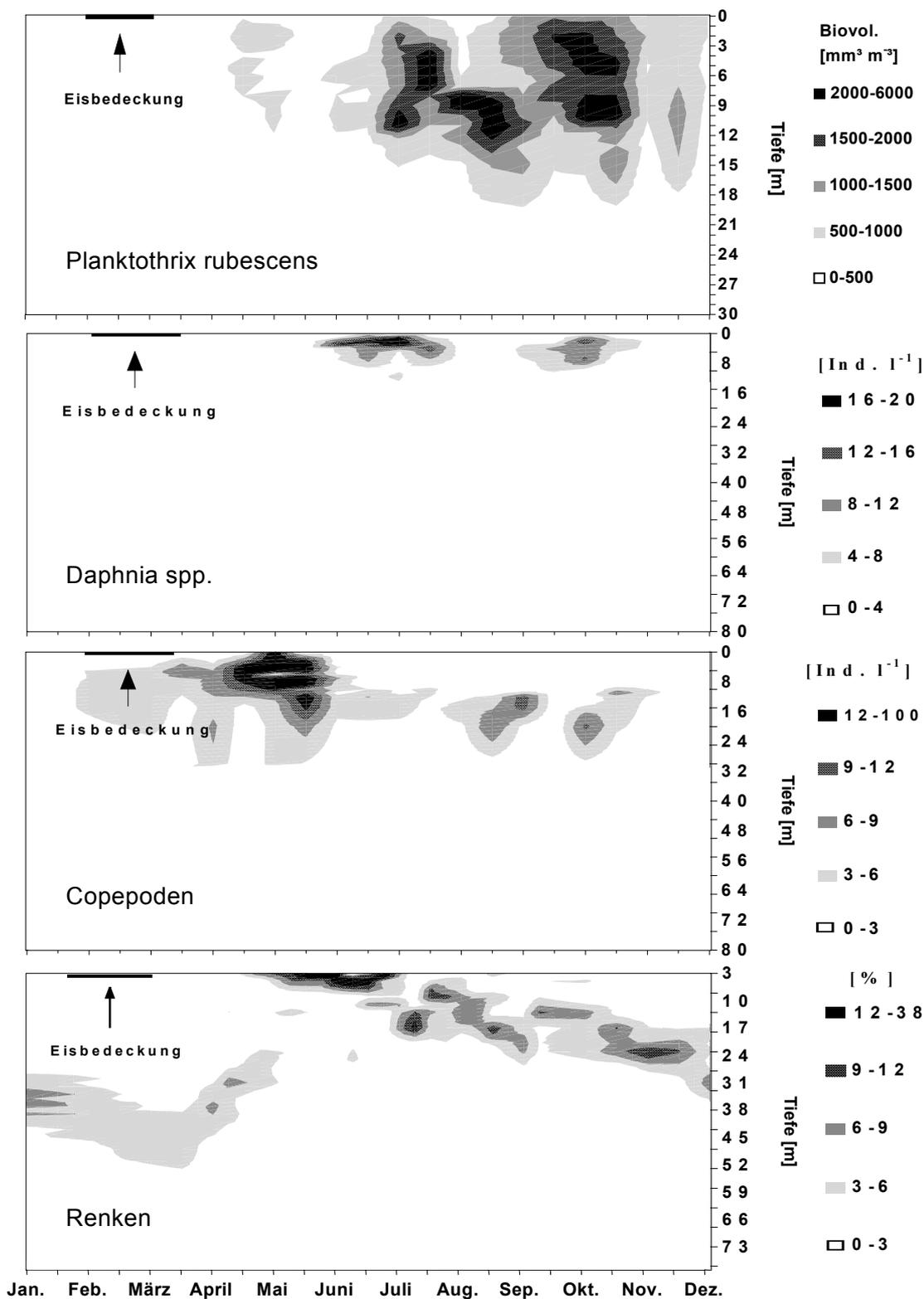


Abb. 6: Saisonale Tiefenverteilung von *Planktothrix rubescens* (oben), der Daphnien (darunter), Copepoden (3. von oben) und der Renken (unten) im Ammersee 1996; Daten aus LFW 2001

## Einfluss des Zooplanktons auf die Entwicklung von Cyanobakterien (und vice versa)

Schädigung der Fische kommen kann, ist unklar. Anzeichen für eine Schädigung des Darmgewebes konnten in Einzelfunden im Jahr 1999 durch histologische Untersuchungen gezeigt werden (NEGELE, pers. Mitteil.), geschädigte Fische wurden dem LFW jedoch seither nicht mehr zur Untersuchung gebracht oder gemeldet. Insgesamt ist mit dieser Datengrundlage eine zeitweise Gefährdung der Renken des Ammersees aufgrund des räumlichen Zusammentreffens nicht auszuschließen.

### 6.8 Zusammenfassung

Das herbivore Zooplankton ist Hauptkonsument der Algen und Cyanobakterien in stehenden Gewässern. Während kleine Formen wie Rotatorien eher den Nährstoffkreislauf ankurbeln, können große Formen, wie die Daphnien, zu einer deutlichen Reduktion des Phytoplanktons beitragen. Dabei besitzen letztere eine hohe Filtrierleistung und können relativ große Partikel bis 30 µm aufnehmen. Während der Effekt einer mechanischen Störung der Filtration durch die meist zu großen Cyanobakterien unumstritten ist, ist die toxische Wirkung in vivo uneinheitlich. Neben Selektionsmechanismen bei der Nahrungsaufnahme spielen hier auch Adaptationsmechanismen an die potentiell auch für Zooplankter giftigen Toxine der Cyanobakterien eine Rolle. Massentwicklungen von Cyanobakterien führen jedoch stets zu einem Vorherrschen von Formen mit starkem Selektionsvermögen, wie Rotatorien und Copepoden.

Eine mögliche Kontrolle der Cyanobakterien durch das Zooplankton ist von mehreren Faktoren wie der Gewässertrophie, dem Timing im jahreszeitlichen Auftreten, der Witterung und dem Fischbestand abhängig und ist somit schwer vorherzusagen. In den untersuchten „Blaualgenseen“ konnte keine effektive Kontrolle der Cyanobakterien durch das Zooplankton festgestellt werden. Dies war überwiegend auf einen hohen Fraßdruck durch planktonfressende Fische zurückzuführen.

Der tiefe, geschichtete Ammersee stellt einen Sonderfall dar, da hier das dominante Cyanobakterium *Planktothrix rubescens* vor allem in größeren Tiefen um 7 m (Metalimnion) vorkommt. Negative Auswirkungen auf den Zooplanktonbestand sind aufgrund der räumlichen Verteilungsmuster kaum möglich. Eine Kontrolle der Blaualgenteilung durch die Zooplanktonfiltration ist damit jedoch ebenfalls weitgehend ausgeschlossen. Im Gegensatz zum Zooplankton ist eine Gefährdung der Renken des Ammersees nicht auszuschließen, da sie sich gerade in den Sommermonaten oft in dieser Tiefenschicht aufhalten.

### 6.9 Literatur

- APPENZELLER, A. R. 1997: Ist der Fischbestand im Ammersee zu hoch? Akustische Fischbestandsaufnahmen in bayerischen Voralpenseen. - Fischer & Teichwirt 5, 200-206.
- ARNDT, H. 1997: Spielen Protozoen bei der Manipulation pelagischer Nahrungsnetze eine Rolle? - Bayer. Akad. Natursch. Landschaftspfl., Laufener Seminarbeitr. 3/97, 77-88.

## Einfluss des Zooplanktons auf die Entwicklung von Cyanobakterien (und vice versa)

- ARNOLD, D.E. 1971: Feeding studies on *Daphnia pulex* using seven blue-green algae. - Limnol. Oceanogr. 16, 906-977.
- BARTHELMEB, T. 1997: Die saisonale Sukzession im Königssee. - Nationalpark Berchtesgaden Forschungsbericht 36, Diss. Uni. Konstanz.
- BENNDORF, J. 1995: Possibilities and limits for controlling eutrophication by biomanipulation. - Int. Rev. ges. Hydrobiol. 80 (4), 519-534.
- BRABRAND, Å., FAAFENG, B. & NILSSEN, J.P.M. 1987: Pelagic predators and interfering algae: Stabilizing factors in temperate eutrophic lakes. - Arch. Hydrobiol. 110 (4), 533-552.
- BURNS, C.W. 1968a: The relationship between body size of filter-feeding cladocera and the maximum size of particle ingested. - Limnol. Oceanogr. 13, 675-678.
- CHRISTOFFERSEN, K., RIEMANN, B., KLYSNER, A. & SØNDERGAARD, M. 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.
- CHRISTOFFERSEN, K. 1996: Ecological implications of cyanobacterial toxins in aquatic food webs. - Phycologia 35: 42-50.
- DAWIDOWICZ, P., 1990: Effectiveness of phytoplankton control by large-bodied and small-bodied zooplankton. - Hydrobiologia 200/201: 43-47.
- DAWIDOWICZ, P., Z. M. GLIWICZ, & GULATI, R. D. 1988: Can *Daphnia* prevent a blue-green bloom in hypertrophic lakes? A laboratory test. - Limnologica 19: 21-26.
- DE BERNARDI, R., & G. GUISSANI 1990: Are blue-green algae a suitable food for zooplankton? A review. - Hydrobiologia 200/201: 29-41.
- DEMOTT W.R. & MOXTER F. 1991: Foraging on cyanobacteria by copepods: responses to chemical defences and resource abundance. - Ecology 72: 1820-1834.
- DOKULIL, M.T.; HERZIG, A. & JAGSCH A. 1990: Trophic relationships in the pelagic zone of Mondsee, Austria. - Hydrobiologia, 191, 199-212.
- EDMONDSON W.T. & LITT A.H. 1982: *Daphnia* in Lake Washington. Limnol. Oceanogr. - 27: 272-293
- ENGSTRÖM-ÖST, J. 2002: Effects of cyanobacteria on plankton and planktivores. - Walter and Andrée de Nottbeck Foundation Scientific Reports Nr. 24.
- FEUILLADE, M & DRUART, J.-C. 1994: The long-term effect of the sewage diversion on the phytoplankton composition and biomass. - Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 41, 55-76.
- GAEDKE, U. 1998: Energieflüsse II - Biologische Aspekte IV-2.1.2. - Handbuch der Umweltwissenschaften, 1. Erg. Lfg. 5, 12 S.
- GILBERT J.J. 1990: Differential effects of *Anabaena affinis* on cladocerans and rotifers: Mechanisms and implications. - Ecology 71: 1727-1740.
- GLIWICZ, Z.M. & Pijanowska, J. 1989: The role of predation in zooplankton succession. - Plankton Ecology, Succession in Plankton Communities (ed. U. Sommer), 252-295.

## **Einfluss des Zooplanktons auf die Entwicklung von Cyanobakterien (und vice versa)**

- GLIWICZ, Z.M. 1975: Effect of zooplankton grazing on photosynthetic activity and composition of phytoplankton. - Verh. int. Ver. Limnol. 19, 1490-1497.
- GLIWICZ, Z.M. 1990: *Daphnia* growth at different concentrations of blue-green filaments. - Arch. Hydrobiol. 120 (1), 51-65.
- GUSTAFFSON, S. & HANSSON, L.-A. 2004: Development of tolerance against toxic cyanobacteria in *Daphnia*. - Aquatic Ecology 38: 37-44.
- HALL, D.J., THRELEKELD, S.T., BURNS, C.W. & CROWLEY P.H. 1976: The size-efficiency hypothesis and the size structure of zooplankton communities. - Ann. Rev. Ecol. Syst. 7, 177-208.
- HUDSON, J.J. & TAYLOR, W.D. 1996: Measuring regeneration of dissolved phosphorus communities. - Limnol. Oceanogr. 41 (7), 1560-1565.
- INFANTE, A. & ABELLA, S.E.B. 1985: Inhibition of *Daphnia* by *Oscillatoria* in Lake Washington. - Limnol. Oceanogr. 30, 1046-1053.
- JACOBS, J. 1974: Quantitative measurement of food selection. - Oecologia, Berlin 14, 413-417.
- KURMAYER, R. & JÜTTNER, F. 1999: Strategies for the co-existence of zooplankton with the toxic cyanobacterium *Planktothrix rubescens* in Lake Zürich. - Journ. Of Plankton Res. 21/4, 659 – 683.
- LAMPERT, W. 1983: Biomanipulation - eine neue Chance zur Seesanieung ?. - Biologie in unserer Zeit, 13. Jahrg., Nr. 3, 79-86.
- LEHTINIEMI, M., J. ENGSTRÖM-ÖST, M. KARJALAINEN, B. KOZLOWSKY-SUZUKI, VIITASALO M. 2002: Fate of cyanobacterial toxins in the pelagic food web: transfer to copepods or to faecal pellets ? - Marine ecology Progress Series Mar Ecol Prog Ser. Vol. 241: 13-21.
- LFW (Hamm, A., Kucklantz, V., Schaumburg, J., Klee, R., Siebeck, O., Holzmann, R., Mayr, C., Appenzeller, A., Grosser, S., Melzer, A) 1997: Limnologische Forschungen am Chiemsee. - Informationsbericht des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, 2/97, 116 S.
- LFW (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. - Informationsbericht des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 2/2001, 272 S.
- LFW (Teubner, K., Morscheid, H., Tolotti, M., Greisberger, S., Morscheid, Heike, Kucklantz, V.) 2004: Bedingungen für das Auftreten toxinbildender Blaualgen (Cyanobakterien) in bayerischen Seen und anderen stehenden Gewässern. - LfW Materialien Nr. 113, 105 S.
- MACCAULEY, E. & BRIAND, F. 1979: Zooplankton grazing and phytoplankton species richness: Field test of the predation hypothesis. - Limnol. Oceanogr. 24, 243-253.
- MANEIRO, I., FRANGÓPULOS, M., GUISANDE, C., FERNÁNDEZ, M., REGUERA, B. & RIVEIRO, I. 2000: Zooplankton as a potential vector of diarrhetic shellfish poisoning toxins through the food web. - Mar. Ecol. Prog. Ser. 201: 155-163.
- MAYR, C. 1998: Zum Einfluß von Trophie, Fischdichte und Habitatwahl auf die Nahrungs- und Wachstumsbedingungen von Renken (*Coregonus lavaretus*) in vier oberbayerischen Seen. - Diss. an der LMU-München, 221 S.

## Einfluss des Zooplanktons auf die Entwicklung von Cyanobakterien (und vice versa)

- MICHELETTI, S.; SCHANZ, F. & WALSBY, A.E. 1998: The daily integral of photosynthesis by *Planktothrix rubescens* during summer stratification and autumnal mixing in Lake Zuerich. - *New Phytol.* 139 (2), 233-246.
- MORSCHIED, Ha. 1995: Entwicklung des Zooplanktons in einem neu entstandenen Speichersee im Zeitraum von 1990 bis 1993. – DGL-Tagungsbericht, Band I, 229 – 304.
- MORSCHIED, Ha. 1999: Entwicklung und Stellung des Zooplanktons im pelagischen Ökosystem des Ammersees nach der Oligotrophierung (1993 – 1997). – Dissertation an der Univ. Wien, Libri/BOD Verlag, Norderstedt.
- MORSCHIED, Ha. & MAYR, C. 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.
- MORSCHIED, Ha., KUCKLENTZ, V., 1996: Dynamik der Zooplanktonentwicklung als Nahrungsgrundlage der Renken im Ammersee. - DGL-Tagungsbericht, 1, 307-311.
- MORSCHIED, Ha. 1994: Saisonale Veränderungen der Zooplanktoncommunity in einem Stausee im Vergleich mit der Pionierphase zu Beginn des Aufstaus (1990/91). - Dipl. Arb. an der LMU München, 115 S.
- MORSCHIED, Heike 2002: Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Ammersee während der Oligotrophierung. – Dissertation an der Universität Wien, 153 Seiten.
- ROTHHAUPT, K.O. & GÜDE, H. 1996: Influence of metazoan zooplankton in the microbial community before and after the onset of the spring clear-water phase in Lake Constance (Bodensee). - *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.* 48, 21-30.
- PAERL, H.W. 1988: Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine, and inland waters. - *Limnol. Oceanogr.* 33 (4, part 2), 823-847.
- RÜCKER, J., NIXDORF, B., DENEKE, R., KLEEBERG, A., MISCHKE U. 2003: Different reactions of lakes in the Scharmützelsee region (Brandenburg, Germany) to external load reduction, 55/4, 4-10.
- ŠIMEK, K., HARTMAN, P., NEDOMA, J., PERNTHALER, J., SPRINGMANN, D., VRBA, J. & PSENNER, R. 1997: Community structure, picoplankton grazing and zooplankton control of heterotrophic nanoflagellates in a eutrophic reservoir during the summer phytoplankton maximum. - *Aquatic Microbial Ecology* 12 (1), 49-63.
- STEIB, A. 1992: Zooplanktonsukzession und chem.-phys. Dynamik im Rottachsee und seiner Vorsperre (Allgäu). -Dipl. Arb. Fak. Biol. Univ. München.
- TEUBNER, K., R. FEYERABEND, M. HENNING, A. NICKLISCH, P. WOITKE AND J. KOHL, G. 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.
- TESTER, P.A., TURNER, J.T. & SHEA, D. 2000: Vectorial transport of toxins from the dinoflagellate *Gymnodinium breve* through copepods to fish. – *J. Plankton Res.* 22: 47-61.

## **Einfluss des Zooplanktons auf die Entwicklung von Cyanobakterien (und vice versa)**

- 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.
- THOSTRUP, L. & CHRISTOFFERSEN, K. 1999: Accumulation of microcystin in *Daphnia magna* feeding on toxic Microcystis. – Arch. Hydrobiol. 145: 447-467.
- TURNER, K., JETTERSON T., DOUCETTE, GREGORY J., POWELL, CHRISTINE L., KULIS, DAVID M., KEAFER, BRUCE A., ANDERSON, DONALD M. 2000: Accumulation of red tide toxins in larger size fractions of zooplankton assemblages from Massachusetts Bay, USA. - Marine Ecology Progress series . Vol. 203: 95-107.
- WETZEL, R. 1983: Limnology, Second edition. - CBS College Publishing, 753S, ISBN 0-03-057913-9.
- WICKHAM, S.A., GILBERT, J.J. & BERNINGER U.G. 1993: Effects of rotifers and ciliates on the growth and survival of *Daphnia*. - J. Plankton Res. 15 no. 3, 317-334.
- WIBMATH, P., WUNNER, U., HUBER, B., 1995: Tägliche und jahreszeitliche Vertikalwanderungen der Renken in oberbayerischen Seen. - Fischer & Teichwirt 7, 249-254.

# 7 Bedingungen und Steuerung der Toxinproduktion bei Cyanobakterien - aktueller Stand der Forschungen

Rainer Kurmayer, Österreichische Akademie der Wissenschaften, Institut für Limnologie

Die vorgestellten Arbeiten wurden finanziert durch die EU: Projekte TOPIC (CT 38-0246) und PEPCY (QLK4-CT-2002-02634), durch den Österreichischen Forschungsfonds: Projekte P15709 und P18185, sowie Cyano Biotech GmbH, den Österreichischen Akademischen Austauschdienst und die Österreichische Akademie der Wissenschaften

## 7.1 Entstehung von Algenblüten

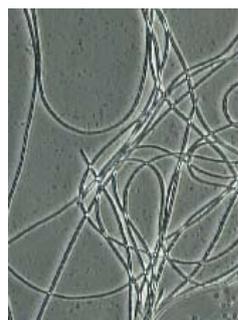
Cyanobakterien, die auch als Blaualgen bezeichnet werden, zählen zu den ältesten Lebewesen auf unserer Erde. Sie betreiben Photosynthese und waren vor 2 Milliarden Jahren maßgeblich für den Anstieg des Sauerstoffgehalts in der Erdatmosphäre verantwortlich. Im Unterschied zu Pflanzen und Tieren besitzen sie keinen Zellkern und werden deshalb auch zu den primitivsten Lebensformen, den Bakterien gerechnet. Gemeinsam mit höher entwickelten (eukaryotischen) Algen sind sie in Binnengewässern und marinen Ökosystemen überaus häufig vertreten, ja dominieren in manchen Fällen sogar den Mikrokosmos im Wasser.

Cyanobakterien kommen in vielfältigen Wuchsformen in Gewässern vor (Abb. 1). Die Zellen sind einige tausendstel Millimeter groß, also nur im Mikroskop bei 400–1000-facher Vergrößerung zu erkennen. Cyanobakterien vermehren sich wie alle Bakterien durch Zellteilung, sind also potentiell unsterblich. Man kennt einzellige Wuchsformen (*Synechococcus*, *Aphanocapsa*) sowie verschiedenste mehrzellige Wuchsformen, sogenannte Kolonien und Filamente. Die Kolonien haben entweder einen regelmäßigen Aufbau, z.B. findet die Zellteilung nur in einer Ebene statt (*Merismopedia*) oder die Zellteilung verläuft unregelmäßig nach allen Richtungen (*Microcystis*). Die Zellen verschiedener Arten produzieren aus verschiedenen Zuckern aufgebaute Gallerten und werden dadurch zusammengehalten, einzelne Kolonien (z.B. *Microcystis aeruginosa*) bestehen aus zigtausenden Zellen und werden bis zu einigen Millimetern groß. Filamente entstehen ebenfalls durch gerichtete Zweiteilung der Zellen, die Zellen verlieren allerdings den Zellwandkontakt nicht. Die Zellen an den Enden der Filamente sind manchmal auffällig geformt. Diese Filamente bestehen ebenfalls aus hunderten bis zu tausenden Zellen, die Zellen können nahtlos aneinander schließen (*Planktothrix*, *Oscillatoria*) oder lückig aneinander gereiht sein (z.B. die Perlenkette bei der Gattung *Anabaena*). Auch die Filamentlänge variiert beträchtlich, so werden die Filamente von *Planktothrix rubescens* bis zu einige Millimeter lang, während die Filamente von *Planktothrix agardhii* immer nur ein paar hundert Mikrometer lang werden.

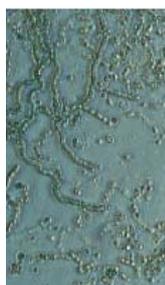
# Bedingungen und Steuerung der Toxinproduktion bei Cyanobakterien - aktueller Stand der Forschungen



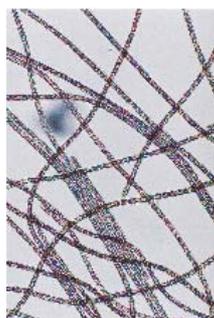
*Planktothrix*



*Phormidium*



*Anabaena sp*



*Planktothrix*



*Planktolyngbya*



*Spirulina*



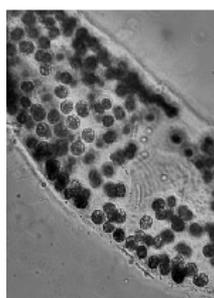
*Microcystis*



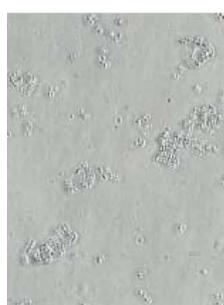
*Aphanocapsa*



*Oscillatoria*



*Microcystis*



*Merismopedia*



*Pseudanabaena*

Abb. 1: Cyanobakterien kommen in großer Vielfalt im Gewässer vor, dargestellt sind verschiedene in unseren Gewässern häufig vorkommende Wuchsformen. 400-fache Vergrößerung

## Bedingungen und Steuerung der Toxinproduktion bei Cyanobakterien - aktueller Stand der Forschungen

Die Bildung von Kolonien oder Filamenten kann generell als Anpassung an den aquatischen Lebensraum verstanden werden, weil durch die Koloniegröße das Risiko gefressen zu werden wesentlich reduziert wird. Die Bildung von Gallerte gilt weiter als Schutz vor Infektionen durch Bakterien, Pilze oder Viren. Ein weiterer Vorteil ist, dass durch Gallerte das spezifische Gewicht der Zellen verringert wird und dadurch auch Sinkverluste aus der belichteten Zone in Gewässern minimiert werden. Denn jede Alge, die aus der belichteten Zone in die dunkle Tiefenwasserzone absinkt, ist aufgrund von Lichtmangel irgendwann zum Sterben verurteilt.

Die Koloniegröße hat aber noch eine weitere wichtige Konsequenz: Viele Arten besitzen neben der Gallerte um die Zelle sogenannte Gasvesikel in der Zelle, wobei es sich um luftgefüllte Proteinstrukturen handelt, die das spezifische Gewicht der Zelle zusätzlich reduzieren. Weiter ist durch die Gasvesikel sogar eine aktive Steuerung der aktuellen Tiefe in der Wassersäule möglich, die Gasvesikel werden bei Lichtmangel verstärkt produziert um die Zelle wieder in die belichtete Zone aufsteigen zu lassen. In der belichteten Zone hingegen steigt durch die Produktion der Kohlenhydrate im Zuge der Photosynthese dann wieder das spezifische Gewicht der Zelle und sie sinkt zurück in dunklere Schichten der Wassersäule.

Die Geschwindigkeit, mit der Zellen in der Wassersäule sinken oder aufsteigen, wird mit dem Stoke'schen Gesetz beschrieben und ist neben deren Dichte, der Dichte des Wassers und dessen Viskosität vor allem auch vom Radius der Zellen abhängig. Der Radius geht jedoch zum Quadrat in die Geschwindigkeit ein. Daraus folgt, dass Zellen mit der gleichen Anzahl an Gasvesikeln im Verbund einer Kolonie oder eines Filaments rascher aufsteigen (und sinken) als sie das einzeln tun würden. Dieser Faktor ist dafür verantwortlich, dass gerade Arten, die in Kolonien wachsen (*Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Nodularia*, *Planktothrix*) sogenannte Algenblüten, also Massenansammlungen von Algen an der Gewässeroberfläche bilden, die dann in der Größe von einigen Quadratmetern bis Tausende von Quadratmetern an der Gewässeroberfläche treiben. Grosse Kolonien erreichen Aufstiegsgeschwindigkeiten von einigen Millimetern pro Sekunde, während dagegen Filamente von *Planktothrix* nur einige Mikrometer pro Sekunde steigen oder sinken können (REYNOLDS et al. 1987). Dies erklärt, warum auftriebende Algenblüten bei koloniebildenden Cyanobakterien innerhalb von kurzer Zeit (Stunden) auftreten können.

Algenblüten entstehen typischerweise in eutrophen Gewässern, also Gewässern, die einen relativ hohen Nährstoffgehalt aufweisen. Nach der Trophieskala von FORSBERG & RYDING (1980) haben derartige Gewässer mindestens zwischen 7 – 40 µg/l Chlorophyll a sowie einen Gesamtphosphorgehalt von mindestens zwischen 25-100 µg/l. Solche Gewässer haben typischerweise eine geringe Sichttiefe (1-2,5 m) und aufgrund des Algenwachstums meistens eine sehr geringe Lichtdurchlässigkeit. Bedingt durch die Gasvesikel können koloniebildende Cyanobakterien an die Gewässeroberfläche aufsteigen und dadurch bei Windstille das Licht besser nutzen, während nicht schwebende Algen in die Schichten mit wenig Licht absinken. Seichte eutrophe Gewässer werden daher häufig von koloniebildenden Arten wie *Microcystis*, *Aphanizomenon*, *Anabaena*, *Gomphosphaeria* dominiert.

## Bedingungen und Steuerung der Toxinproduktion bei Cyanobakterien - aktueller Stand der Forschungen

Aber auch in weniger nährstoffreichen Gewässern können Algen dominieren und an der Gewässeroberfläche aufrahmen. Wie in der Landwirtschaft gilt auch im Wasser das von Justus von Liebig eingeführte Prinzip des „limitierenden Nährstoffs“ für die Produktion der pflanzlichen Biomasse: Es kann immer nur soviel Biomasse produziert werden, wie der Konzentration des ins Minimum geratenen anorganischen Nährstoffs entspricht. Die Erhöhung der Konzentration aller anderen Nährstoffe bleibt wirkungslos, weil sie den jeweiligen limitierenden Nährstoff nicht ersetzen können. In den meisten Gewässern Mitteleuropas ist Phosphor (P) der limitierende Nährstoff, seltener kann Stickstoff (N) zum limitierenden Nährstoff für das Phytoplankton werden.

Viele eukaryotische Algen und auch Cyanobakterien haben für diese beiden limitierenden Nährstoffe ebenfalls Strategien entwickelt, um auch noch bei nicht nachweisbaren Konzentrationen im Wasser wachsen zu können. Insbesondere P kann von vielen Cyanobakterien sehr gut gespeichert werden, und zwar in Mengen, die für 4-5 weitere Zellteilungen ausreichen. Das entspricht einem 2-32-Fachen Anstieg in der Biomasse ohne dass P im Wasser nachweisbar sein muss.

Viele Cyanobakterien (*Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Nodularia*) können zusätzlich Luftstickstoff (N<sub>2</sub>) fixieren, indem N<sub>2</sub> zu Ammonium (NH<sub>4</sub>) reduziert wird. Das für diese Reaktion notwendige Enzym Nitrogenase ist extrem Sauerstoff (O<sub>2</sub>)-empfindlich, weshalb diese Reaktion in speziellen O<sub>2</sub>-freien Zellen (den sogenannten Heterocysten) ablaufen muss. Diese N<sub>2</sub> fixierenden Arten sind dann im Vorteil, wenn die N-Konzentration im Vergleich zu den anderen wichtigen Pflanzennährstoffen Kohlenstoff (C), Sauerstoff (O), Wasserstoff (H) und Phosphor (P) abnimmt. Nach REDFIELD (1958) kann pro Mikrogramm P eine Algenbiomasse entstehen, die im Mittel 42 µg C und 7 µg N enthält. Sinkt die Konzentration unter den Wert von 7 µg ab, dann wäre die Algenbiomasse N-limitiert und Cyanobakterien, die allein N<sub>2</sub> nutzen können, sind dann im Vorteil. In der Tat wurden Hinweise auf die Bedeutung des N:P Verhältnisses und die Dominanz von N-fixierenden Cyanobakterien gefunden (SMITH 1983, BULGAKOV & LEVICH 1999, REYNOLDS 1999, SMITH & BENNETT 1999, SOMMER 1999, siehe auch TEUBNER in diesem Band).

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass koloniebildende Cyanobakterien durch das Zusammenspiel mehrerer Faktoren Gewässer dominieren und dieses in Form von regelmäßig auftretenden Algenblüten vor allem im Spätsommer und Herbst prägen. Es würde hier zu weit führen, die vielfältigen Auswirkungen von Algenblüten auf das Gewässer in ökologischer Sicht zu beschreiben. Für die Beeinträchtigung der Wassernutzung durch den Menschen spielen jedoch einige toxische Substanzen eine wichtige Rolle und auf diese soll hier besonders eingegangen werden.

## 7.2 Toxine der Cyanobakterien

Viele Cyanobakterien produzieren Naturstoffe verschiedenster chemischer Zusammensetzung, die zum Teil flüchtig sind und unangenehm riechen (JÜTTNER 1995), andere sind für Mensch und Tier giftig (Abb. 2). Nach SIVONEN & JONES (1999) unterscheidet man im wesentlichen drei große Gruppen von Toxinen: die Neurotoxine, die Hepatotoxine und die Lipopolysaccharide.

Die Neurotoxine beinhalten Anatoxin-a, Anatoxin-a(S) und Saxitoxin und werden von einzelnen Vertretern aus den Gattungen *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis* und *Planktothrix* produziert. Bei diesen Substanzen handelt es sich um Alkaloide. Die Moleküle sind relativ klein. Alle diese Toxine wirken innerhalb kurzer Zeit auf die Nervenzellen. Saxitoxin blockiert den Transport von Natrium-Ionen in die Axone der Nervenzellen, während Anatoxin-a die Funktion des Neurotransmitters Acetylcholin stört, indem es Acetylcholin strukturell so ähnlich ist, dass es zwar wie Acetylcholin den Impuls von der Nervenzelle zur Muskelzelle weitergibt, aber von dem Enzym Acetylcholinesterase nicht mehr abgebaut werden kann. Anatoxin-a(S) wiederum inhibiert direkt das Enzym Acetylcholinesterase (CARMICHAEL 1994). Die Folge dieser Funktionsstörung ist, dass die Stimulierung der Muskelzellen ausbleibt oder dieselben überstimuliert werden. Im Test mit Mäusen kommt es innerhalb von Minuten zum Atmungsstillstand.

Die Hepatotoxine (Lebertoxine) beinhalten Microcystin, Nodularin und Cylindrospermopsin. Es handelt sich einerseits um zyklische Heptapeptide oder Pentapeptide, während Cylindrospermopsin wieder ein Alkaloid ist. Microcystin wird von einzelnen Vertretern der Gattungen *Microcystis*, *Anabaena*, *Anabaenopsis*, *Planktothrix*, *Nostoc* und *Hapalosiphon* produziert, während Nodularin ausschließlich bei Vertretern von *Nodularia* gefunden wurde. Cylindrospermopsin wurde wiederum von dem eher tropisch verbreiteten Cyanobakterium *Cylindrospermopsis* sowie *Aphanizomenon* und dem in Japan gefundenen Cyanobakterium *Umezakia natans* isoliert. Microcystin und Nodularin inhibieren die Enzyme Proteinphosphatase PP1 und PP2A, die für die reversible Phosphorylierung/Dephosphorylierung von zahlreichen zellulären Abläufen, z.B. des Membrantransports, des Metabolismus, des Zellzyklus, des Zytoskeletts usw. verantwortlich sind (MACKINTOSH et al. 1990). Proteinphosphatasen (PP) haben also die Funktion eines molekularen Schalters, der verschiedene Prozesse in der Zelle an- und wieder abschaltet. Bei der Inhibierung der PP spielen vor allem die hydrophobe  $\beta$ -Aminosäure Adda (an Position 5) sowie die zwei Aminosäuren Glutamat (an Pos. 6) und Methyl-Dehydroalanin (an Pos. 7) eine Rolle. Die Inhibierung von PP ist kovalent und durch die Inhibierung nimmt der Grad der Phosphorylierung der Proteine des Cytoskeletts zu. Diese Hyperphosphorylierung führt schließlich zum Zusammenbruch des Cytoskeletts von Zellen, vor allem in der Leber. Dadurch kommt es zu Blutungen in der Leber und einem Ausfall der Leberfunktionen. In den letzten Jahren konnten Tod und schwere Erkrankungen bei Menschen in einigen Fällen auf Microcystine zurückgeführt werden (KUIPER-GOODMAN et al. 1999). So starben in einem Krankenhaus in Caruaru (Brasilien) im Jahr 1996 mehr als 50 Patienten an schwerer Hepatitis, weil ihnen im Zuge einer routinemäßigen

**Bedingungen und Steuerung der Toxinproduktion bei Cyanobakterien - aktueller Stand der Forschungen**

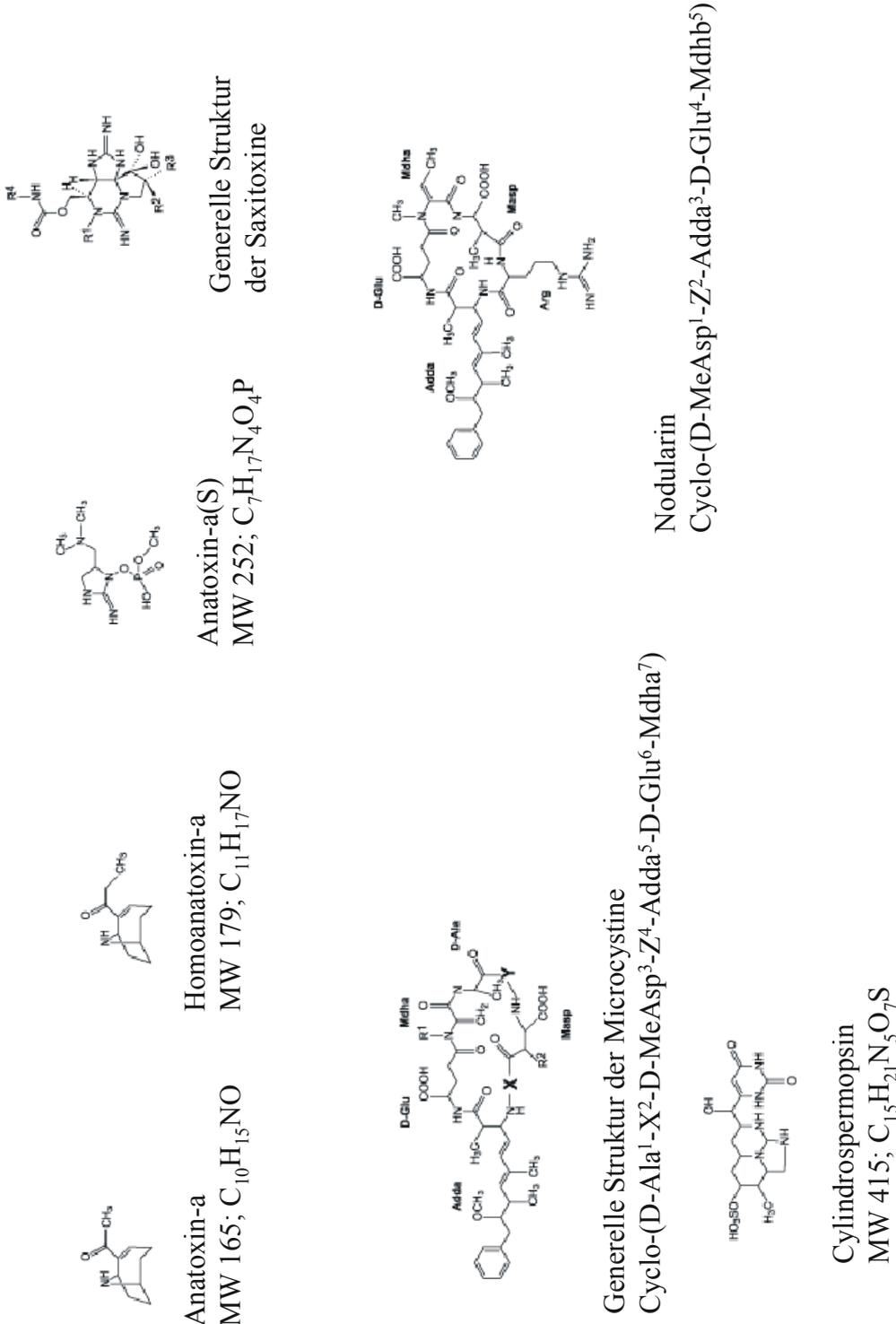


Abb. 2: Chemische Strukturformeln einiger Toxine, die von Cyanobakterien produziert werden. MW = Molekulargewicht, aus CHORUS & BARTAM (1999).

## Bedingungen und Steuerung der Toxinproduktion bei Cyanobakterien - aktueller Stand der Forschungen

Blutdialyse mit Microcystin verseuchtes Wasser zugeführt worden war. Microcystine gelten aufgrund ihrer Inhibierung der PP auch als Tumorpromotoren, da in China in Gebieten mit einem niedrigen, aber ständigen Gehalt an Microcystinen im Trinkwasser eine erhöhte Rate des Auftretens von Leberkrebs und Dickdarmkrebs beobachtet wird (KUIPER-GOODMAN et al. 1999, ZHOU et al. 2002). Die LD<sub>50</sub> liegt nach intraperitonealer Injektion bei Mäusen zwischen 50 – 400 µg/kg Körpergewicht (SIVONEN & JONES 1999).

Aufgrund dieser akuten und subakuten Toxizität wurde für Microcystin und Nodularin im Trinkwasser von der WHO ein Grenzwert von 1 µg/l für die maximal zulässige Konzentration im Trinkwasser festgesetzt (WHO 2004). Die Gefahr beim Baden besteht vor allem darin, dass unbewusst beim Schwimmen und Tauchen größere Mengen von Algen verschluckt und so Toxine verstärkt aufgenommen werden. Deswegen gilt für Badegewässer generell ein Grenzwert von 100 µg/l bzw. es sollte das Baden verboten werden, sobald Cyanobakterien das Phytoplankton dominieren und die Konzentration von Chlorophyll a 50 µg/l oder die Gesamtzellzahl 100.000 Zellen/ml übersteigt (CHORUS & BARTRAM 1999).

Lipopolysaccharide sind Bestandteil der Zellwand aller gram-negativen Bakterien (inklusive der Cyanobakterien) und bestehen aus einem Zucker und einem Fettsäureanteil. Es ist allgemein dieser Fettsäureanteil, der zu allergenen Hautreizungen führen kann (SIVONEN & JONES 1999). Studien mit Cyanobakterien aus Gewässern haben tatsächlich allergene Hautreizungen bei Meeresschweinchen und Kaninchen ergeben (TOROKNE et al. 2001). Außerdem wurden mit Cyanobakterien aus Gewässern auch Effekte auf immunregulatorische Proteine, sogenannte Cytokine beobachtet (SHI et al. 2004).

Da Microcystine zu den in Binnengewässern am weitesten verbreiteten Toxinen zählen, soll über diese Gruppe in dem vorliegenden Beitrag berichtet werden. Microcystine kommen zu einem hohen Prozentsatz in Algenblüten vor (>50 %) und viele der Microcystinproduzenten sind weltweit verbreitet, z.B. *Anabaena*, *Microcystis aeruginosa*, *Planktothrix*, *Nodularia* (Abb. 3). Von Microcystin kennt man heute mehr als sechzig verschiedene strukturelle Varianten. All diesen Varianten gemeinsam ist die aus sieben Aminosäuren bestehende zyklische Struktur und das Vorhandensein der ungewöhnlichen β-Aminosäure Adda (3-Amino-9-methoxy-2,6,8-trimethyl-10-phenyldeka-4,6-diensäure) sowie Varianten der Aminosäuren D-iso-Glutamat, N-Methyldehydroalanin, D-Alanin, und D-erythro-βmethyl-iso-Aspartat). Die Aminosäuren an den Positionen 2 und 4 sind besonders variabel und für einen wesentlichen Teil der Strukturvarianten verantwortlich. Nach der für Microcystine eingeführten Nomenklatur werden die variablen Aminosäuren zusätzlich angegeben, z.B. steht MC-LR für Microcystin mit Leucin und Arginin an den Positionen 2 und 4 des Moleküls (CARMICHAEL et al. 1988).

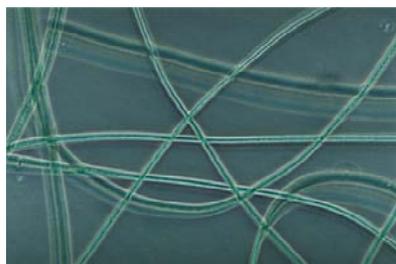
## Bedingungen und Steuerung der Toxinproduktion bei Cyanobakterien - aktueller Stand der Forschungen



*Microcystis aeruginosa*



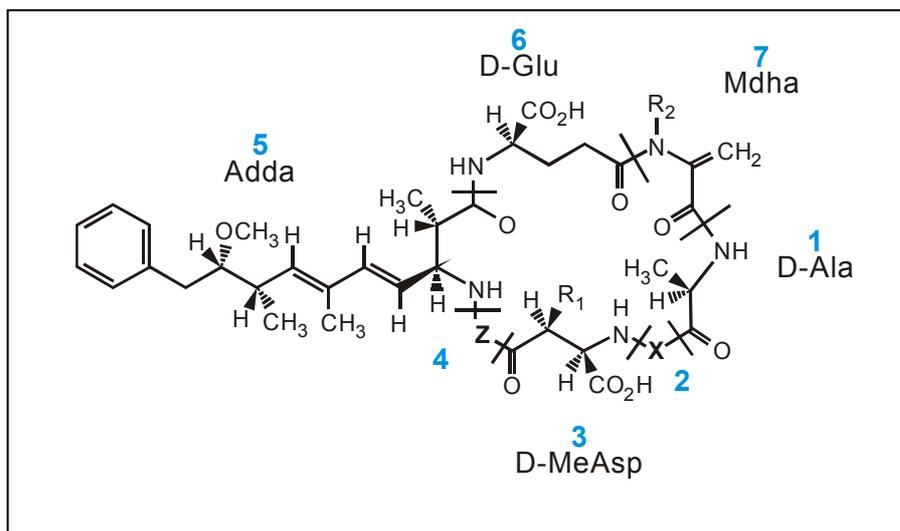
*Planktothrix rubescens*



*Planktothrix agardhii*



*Anabaena* spp.



**Abb. 3:** Aquatische Cyanobakterien, die das toxische Heptapeptid Microcystin produzieren und Struktur des Microcystin: 1, D-Alanin, 2, variable Aminosäure (X), 3, D-Methylaspartat, 4, variable Aminosäure (Z), 5,  $\beta$ -Aminosäure Adda (Adda), 6, D-Glutamat, 7, Methyl-Dehydroalanin. Für eine detaillierte Beschreibung siehe Text

Charakteristisch für Microcystine ist, dass sie über große multi-funktionale Enzyme oder die sogenannte nicht-ribosomale Peptidsynthese hergestellt werden. Während bei allen Lebewesen Proteine sowie viele Peptide typischerweise direkt genetisch kodiert sind und an den Ribosomen aus den bekannten zwanzig sogenannten proteinogenen Aminosäuren gebildet werden, besitzen Bakterien, Cyanobakterien und Pilze zusätzlich die Fähigkeit zur nicht-ribosomalen Peptidsyn-

these. Die dafür zuständigen Peptidsynthetasen gehören zu den größten Enzymen in der Zelle, die man kennt und bestehen aus zahlreichen sogenannten Modulen. Jedes dieser Module sorgt für die Erkennung, die Aktivierung und den Einbau einer Aminosäure in das wachsende Peptid. Jedes einzelne Modul ist genetisch kodiert und die Gene zur Synthese des Microcystins wurden kürzlich zum erstenmal aufgeklärt (TILLET et al. 2000). Mittlerweile wurden die Gene für drei verschiedene Gattungen sequenziert: *Microcystis*, *Planktothrix*, *Anabaena* (TILLET et al. 2000, CHRISTIANSEN et al. 2003, ROUHIANINEN et al. 2004). Bedingt durch die relativ intensive Erforschung dieser Enzyme bei Bakterien (*Bacillus subtilis*) und Pilzen (das Antibiotikum Penicillin ist ebenfalls ein nicht-ribosomales Peptid) hat die Wissenschaft eine relative gute Vorstellung von der Synthese dieser Moleküle.

### 7.3 Bedingungen für die Produktion von Microcystin

Die Limnologie hat in den letzten zwanzig Jahren intensiv nach Auslösern für die Produktion der Toxizität bei Cyanobakterien geforscht. Üblicherweise wurden Cyanobakterien aus dem Gewässer isoliert, in Kultur genommen und die Nettoproduktion von Microcystin bei verschiedenen Nährstoffkonzentrationen (P, N, Fe), Lichtintensitäten, Temperaturen, pH-Werten und Natriumchlorid (NaCl) -konzentrationen untersucht. Abb. 4 zeigt als Beispiel den Einfluss unterschiedlicher PO<sub>4</sub>-P Konzentrationen (50 – 5500 µg/l) auf die Konzentration der Microcystinvarianten: MC-RR und MC-LR sowie die demethylierten Varianten von MC-RR und MC-LR bei *Anabaena* (RAPALA et al. 1997). Man erkennt, dass der Anteil von MC-RR und MC-LR (in mg MC/g Trockengewicht) mit steigender P-Konzentration im Medium zunimmt, generell aber auch bei einer hundertfach geringeren P-Konzentration Microcystin produziert wird. In dieser Studie konnte dann über eine lineare Regression die Produktion an Microcystin auch durch die PO<sub>4</sub>-P Konzentration im Medium vorhergesagt werden. Ein Rückblick auf viele dieser Versuche ergab jedoch, dass die Autoren bezüglich des entscheidenden Umweltfaktors bei verschiedenen Cyanobakterien auch zu unterschiedlichen Resultaten kamen (ORR & JONES 1998) und ein einheitlicher Faktor, der für die Microcystinproduktion verantwortlich ist, nicht identifiziert werden konnte. In der Regel wurde Microcystin von den Zellen auch stetig produziert, es wurden keine Bedingungen gefunden, die die Produktion von Microcystin induzieren. SIVONEN und JONES (1999) geben einen guten Überblick über den direkten Einfluss von Umweltfaktoren auf die Microcystinproduktion an einzelnen Isolaten von verschiedenen Cyanobakterien. Aus diesem Übersichtsartikel geht hervor, dass die Microcystinproduktion für ein bestimmtes Isolat eines Cyanobakteriums durch einzelne Umweltfaktoren um den Faktor 3-4 schwankt. Kürzlich konnte gezeigt werden, dass die Lichtintensität einen positiven Effekt auf die Transkription der Gene der Microcystinsynthese hat, allerdings wurde jedoch auch bei geringen Lichtintensitäten eine Transkription der Gene festgestellt (NISHIZAWA et al. 2000, KAEBERNICK et al. 2000). Aus diesen Erkenntnissen muss man schließen, dass Microcystin in der Zelle physiologisch reguliert wird, allerdings die Synthese als kontinuierlich eingestuft werden muss und es keine Induktion durch bestimmte Umweltfaktoren gibt.

## Bedingungen und Steuerung der Toxinproduktion bei Cyanobakterien - aktueller Stand der Forschungen

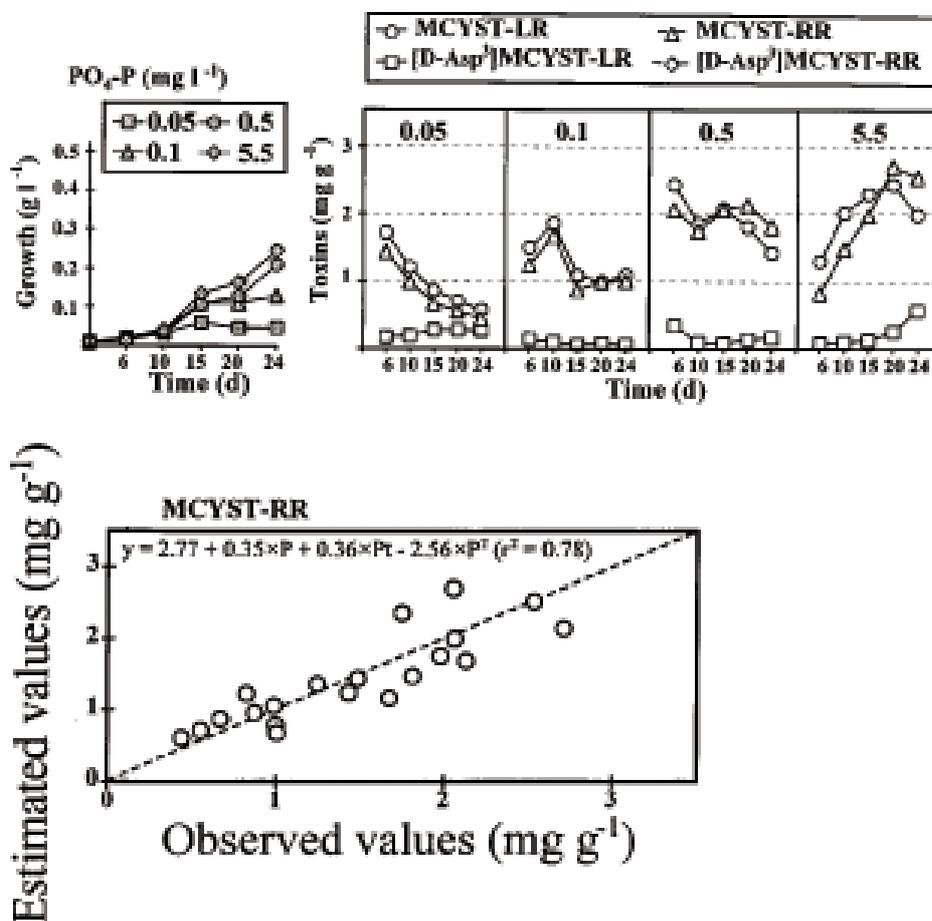


Abb. 4: Direkter Einfluss von Umweltfaktoren (Phosphat) auf die Microcystinproduktion (oben) und Zusammenhang zwischen tatsächlicher Produktion und der aus den PO<sub>4</sub>-P Konzentrationen berechneten Werten (unten). Aus RAPALA et al. (1997, with permission of the American Society for Microbiology)

Um diese Ansicht zu bestärken, haben ORR und JONES (1998) für verschiedene Isolate die Rate der Microcystinproduktion der Zellteilungsrate gegenübergestellt und interessanterweise herausgefunden, dass zwischen den beiden Raten ein linearer Zusammenhang besteht (Abb. 5). Einen derartigen linearen Zusammenhang zwischen Zellwachstum und der Produktion eines Sekundärmetaboliten würde man *a priori* nicht erwarten, da diese lineare Abhängigkeit normalerweise nur bei Molekülen des primären Stoffwechsels auftritt. Daraus folgt, dass Umweltfaktoren eher indirekt über das Zellwachstum auf die Microcystinproduktion wirken, als direkt über die Auslösung oder Verstärkung der Microcystinsynthese. Tatsächlich schließen ORR & JONES (1998) einen direkten Einfluss von Umweltfaktoren nicht aus, argumentieren aber, dass die direkten Effekte von Umweltfaktoren im Vergleich zum indirekten Effekt, bedingt durch die Kopplung der Microcystinsynthese, mit der Zellteilung nicht ins Gewicht fallen. Diese Hypothese hat wesentlich zum Verständnis der Microcystinproduktion unter natürlichen Bedingungen beigetragen.

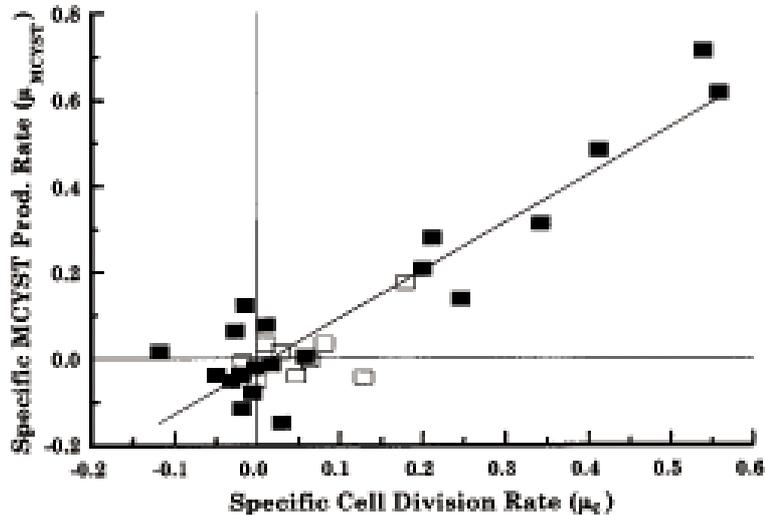


Fig. 8. Relationship between the specific cell division rate ( $\mu_c$ ) and the specific toxin production rate ( $\mu_{MCYST}$ ). Each data point represents  $\mu_c$  and  $\mu_{MCYST}$  for one flask. Rates are calculated between successive sampling points during the growth cycle. Slope =  $1.11 \pm 0.09$  SE;  $\mu_{MCYST}$  intercept =  $-0.02 \pm 0.08$  SE;  $r^2 = 0.88$ .  $\square$  = nonaxenic;  $\blacksquare$  = axenic.

Abb. 5: Hypothese von ORR & JONES (1998) zur linearen Abhängigkeit der Rate der Microcystinproduktion von der Zellteilungsrate (with permission of the American Society of Limnology & Oceanography)

Andererseits ist auch bekannt, dass einzelne Isolate einer Art sich um mehr als zwei 10er-Potenzen in ihrem Microcystingehalt unterscheiden (BOLCH et al. 1997) und Cyanobakterienkulturen mit oder ohne Microcystin aus derselben Gewässerprobe isoliert werden können (VEZIE et al. 1998). Typischerweise findet man Stämme mit viel, wenig oder ohne Microcystin in ein- und derselben Gewässerprobe. Einzelne Stämme haben aber einen sehr hohen Microcystingehalt, z.B. der Stamm NIES298 enthält  $8 \mu\text{g MC pro Gramm Trockengewicht}$  (Abb. 6). Diese Menge entspricht durchaus der Menge an Chlorophyll, das als Pigment zur Absorption des Lichts für die Photosynthese in allen niederen und höheren Pflanzen enthalten ist. Daraus leitet sich die Hypothese ab, dass die Häufigkeit giftiger und harmloser Genotypen neben dem generellen Algenwachstum ein weiterer wichtiger Faktor für die Microcystin-Belastung in einem Gewässer ist (SIVONEN & JONES 1999). In der Tat wurde beobachtet, dass die Microcystingehalte pro Zelle bei *Microcystis* in verschiedenen Jahren um ein Vielfaches schwanken können (PARK et al. 1993, Abb. 7). Allerdings war es mit diesen Daten unmöglich, zwischen dem direktem Umwelteinfluss und dem Einfluss der Stammheterogenität auf die Microcystinproduktion im Gewässer zu unterscheiden.

**Bedingungen und Steuerung der Toxinproduktion bei Cyanobakterien - aktueller Stand der Forschungen**

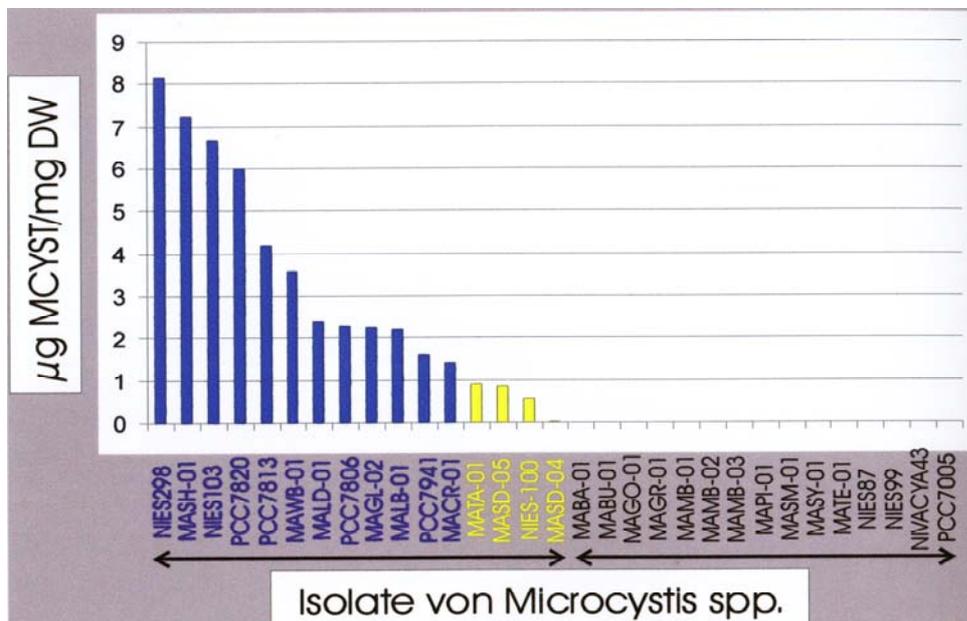


Abb. 6: Natürliche Variabilität der Microcystin (MC) production im Gewässer, aus PARK et al. (1993)

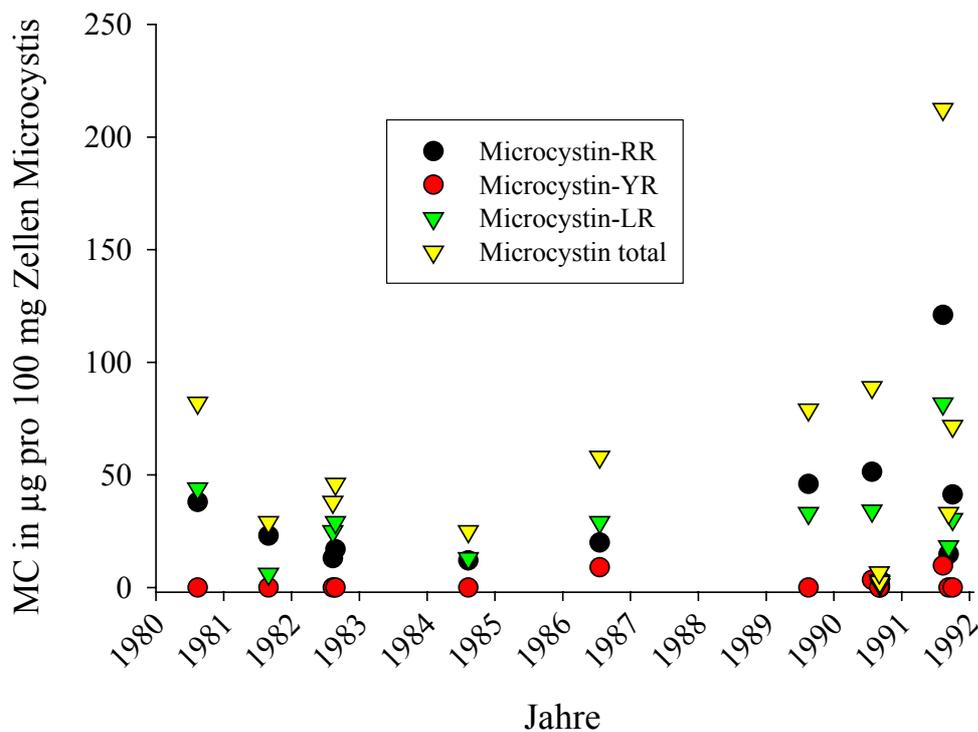


Abb. 7: Natürliche Variabilität der Microcystin (MC) -produktion im Gewässer, aus PARK et al. (1993)

## 7.4 Einfluss der genetischen Diversität auf die Microcystinproduktion

Für die Limnologie stellte sich die Aufgabe, den Einfluss der genetischen Diversität auf die Microcystinproduktion in unseren Gewässern herauszuarbeiten und diesen Einfluss der genetischen Diversität von dem direkten Einfluss von Umweltfaktoren zu trennen. Damit könnten z.B. Herkunft und Auftreten erhöhter Toxinbelastungen durch Cyanobakterien in Gewässern besser verstanden und eingeschätzt werden. Ein Ansatz besteht in der Isolation einzelner Cyanobakterienkolonien oder Cyanobakterienfäden (siehe Abb. 8) unter dem Mikroskop und der DNA-Analyse mittels Polymerase Kettenreaktion (PCR). Die Sensitivität der PCR (wenige Zellen sind ausreichend) macht auch eine Warnung bereits lange Zeit vor dem Auftreten einer eventuell giftigen Algenblüte möglich. Abb. 9 zeigt ein Beispiel für die DNA-Analyse, mit Hilfe derer die giftigen Cyanobakterien detektiert werden können.

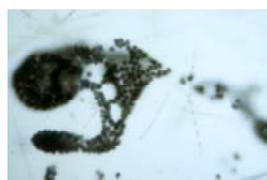
1) Probenahme im Gewässer



2) Isolation einzelner Kolonien von *Microcystis* sp. und morphologische Charakterisierung (Komarek und Anagnostidis 1999)



*M. aeruginosa*



*M. wesenbergii*



*M. ichthyoblabe*

3) DNA Analyse mittels Polymerasekettenreaktion (PCR)

**Abb. 8: Schritte zur Isolation von Cyanobakterien und DNA-Analyse**

Die genetische Analyse einzelner Kolonien des Cyanobakteriums *Microcystis* spp. im Wannsee (Berlin) ergab wie erwartet eine Koexistenz von giftigen und harmlosen Genotypen (KURMAYER et al. 2002). Neu ist, dass sich einzelne, anhand von morphologischen Merkmalen erkennbare Arten signifikant in ihrem Anteil an giftigen und harmlosen Genotypen unterscheiden (Abb. 10, siehe auch FASTNER et al. 2001). Die einzelnen Arten von *Microcystis* spp. unterscheiden sich in

## Bedingungen und Steuerung der Toxinproduktion bei Cyanobakterien - aktueller Stand der Forschungen

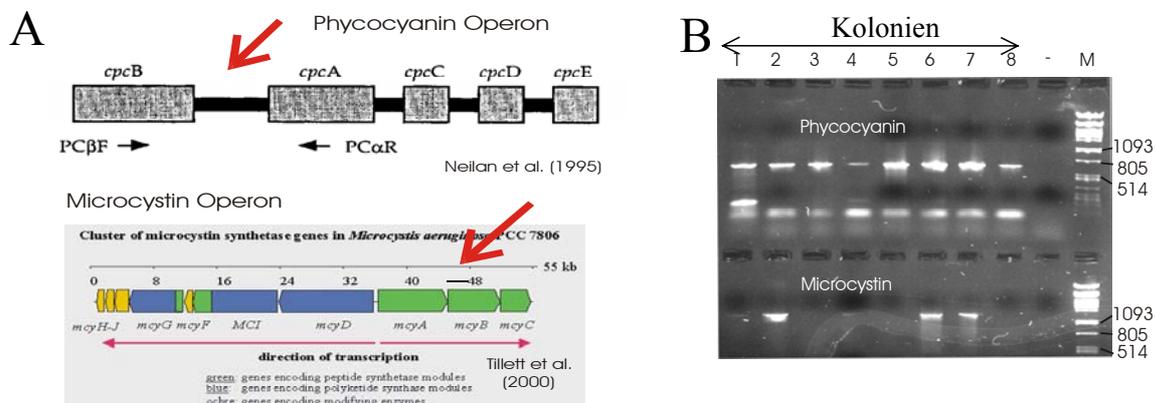
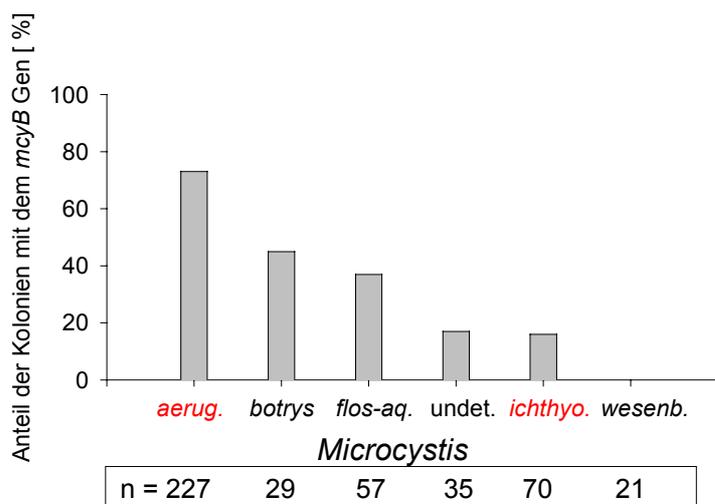


Abb. 9: Nachweis giftiger Cyanobakterien mittels PCR und Darstellung der vervielfältigten DNA durch Gel-elektrophorese. (A) Einzelne Kolonien (siehe Abb. 10) wurden unter dem Mikroskop isoliert und auf das für Microcystin spezifische Gen sowie ein Referenzgen (das Photosynthese-Pigment Phycocanin) getestet. (B) Die Zahlen 1-8 zeigen einzelne isolierte Kolonien (die Proben 2, 6 und 7 sind toxisch). - = negative Kontrolle, M = Größenmarker zur Charakterisierung der DNA-Größe in Basenpaaren. Aus KURMAYER et al. (2002)

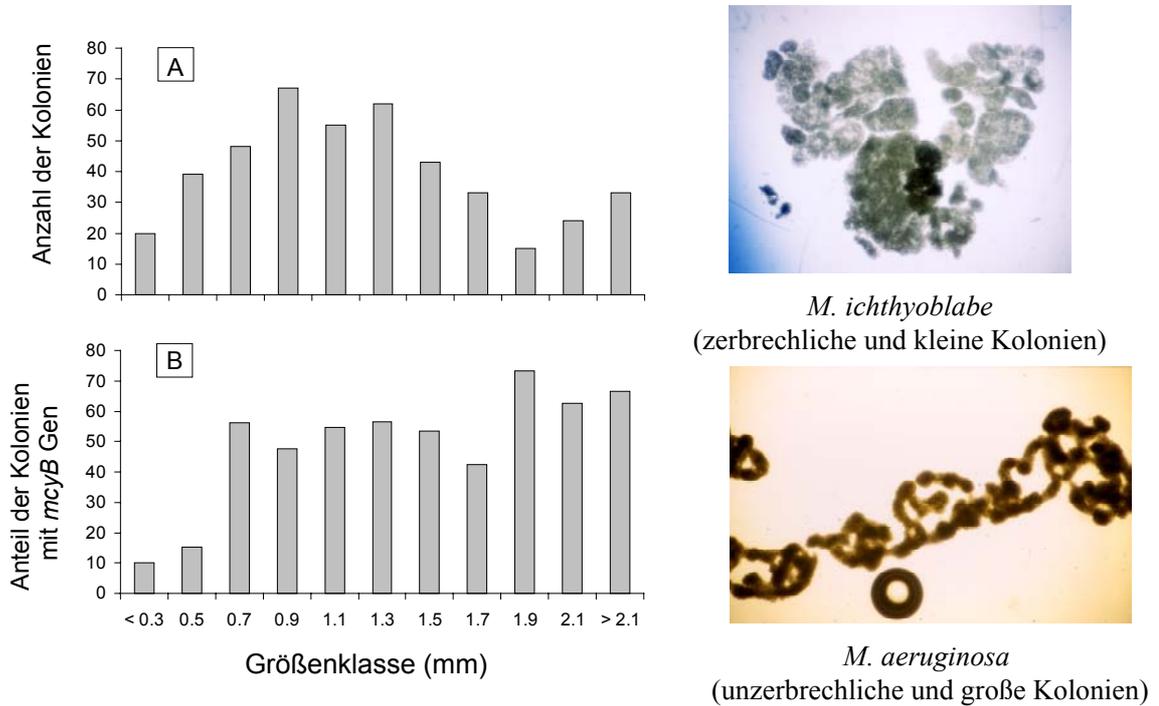
der Zellgröße und in der Wuchsform. So bildet die an giftigen Genotypen reiche Art *M. aeruginosa* deutlich größere und stabilere Kolonien aus (bis zu 4 mm) als die an giftigen Genotypen arme Art *M. ichthyoblabe*, welche durch leicht zerbrechliche und bruchstückartige Kolonien charakterisiert ist (KOMARÉK & ANAGNOSTIDIS 1999). Diese Unterschiede spiegeln sich auch in einer positiven Beziehung zwischen Koloniegröße und dem Anteil an giftigen Genotypen wider. So ergibt sich für die großen Kolonien (> 1,7 mm) ein Anteil giftiger Genotypen von über 70 % während für die kleinen Kolonien (< 0,3 mm) der Anteil an giftigen Genotypen lediglich bei 10 % liegt (Abb. 11, KURMAYER et al. 2002).



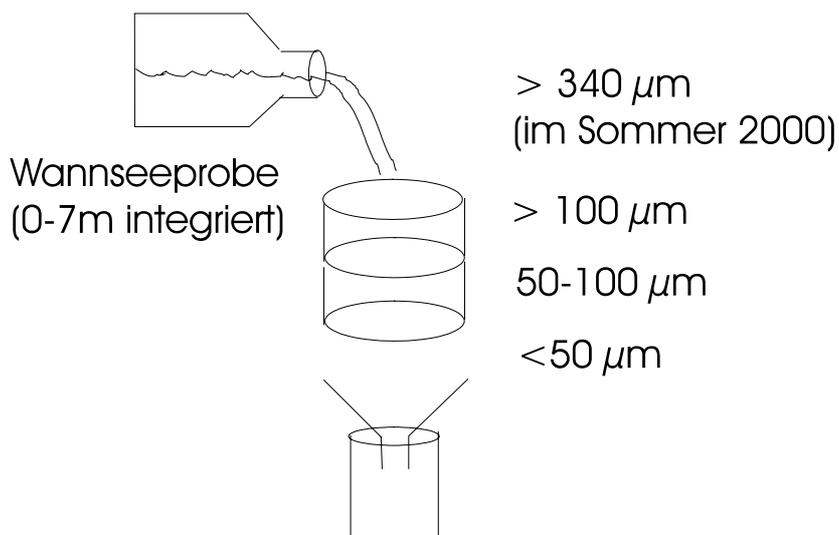
n = Anzahl der analysierten Kolonien rot = im Gewässer sehr häufig

Abb. 10: Häufigkeit von Microcystin produzierenden Genotypen bei verschiedenen *Microcystis* Arten im Wannsee (Berlin). Aus KURMAYER et al. (2002), VIAODORIKI et al. (2004)

## Bedingungen und Steuerung der Toxinproduktion bei Cyanobakterien - aktueller Stand der Forschungen



**Abb. 11:** Größenabhängigkeit des mcy Genotypenanteils bei *Microcystis* (A) Anzahl der untersuchten Kolonien (B) Anteil von mcy Genotypen in den Grössenklassen. Die beiden Arten *M. ichthyoblabe* und *M. aeruginosa* unterscheiden sich in der Koloniegröße und in der Häufigkeit von mcy Genotypen. Aus KURMAYER et al. (2002)



Wöchentliche Beprobung, Bestimmung der Zellzahl von *Microcystis sp.* und der Microcystinkonzentration für jede Größenklasse

**Abb. 12:** Größenfraktionierung des Phytoplanktons im Wannsee (Juni 1999 bis Oktober 2000), aus KURMAYER et al. (2003)

## Bedingungen und Steuerung der Toxinproduktion bei Cyanobakterien - aktueller Stand der Forschungen

Es war das Ziel einer weiteren Untersuchung, den Einfluss der beobachteten Größenverteilung von Genotypen mit/ohne Microcystin auf die Microcystinproduktion von *Microcystis* spp. im Wannsee zu überprüfen (KURMAYER et al. 2003). Dafür wurden im Sommer 1999 und 2000 jeweils von Juni bis September am Wannsee in der Nähe des Wasserwerks Beelitzhof (Berlin, Wassertiefe 7 m) in wöchentlichen Abständen ca. 20 Liter einer über die Tiefe integrierten Wasserprobe im Labor durch einen Siebsatz filtriert (Abb. 12). Der Siebsatz bestand aus Sieben mit 50 µm und 100 µm Maschenweite. Im Sommer 2000 wurde zusätzlich die Fraktion >340 µm unterschieden. Die im Wasser enthaltenen Algen wurden so nach ihrer Größe in die Kategorien <50 µm, 50-100 µm, >100 µm und >340 µm aufgetrennt. Jede dieser 3-4 Fraktionen wurde getrennt auf die Zellzahl von *Microcystis* spp. und der Konzentration an Microcystin analysiert (KURMAYER et al. 2003). Daraus wurde aus jeweils zwei aufeinanderfolgenden Terminen eine Zellwachstumsrate und eine Microcystinproduktionsrate für jede einzelne Größenklasse berechnet.

In beiden Jahren kam es zu einer Massentwicklung von *Microcystis* im August und September (Abb. 13). Die höchsten Zelldichten im Freiwasser (integriert über die gesamte Wassersäule) betragen  $6 \times 10^5$  Zellen/ml. Die größten Kolonien (>340 µm) hatten den geringsten Anteil an der Gesamtzellzahl von *Microcystis* spp. Die übrigen Größenklassen trugen je ein Drittel zur Gesamtzellzahl bei. Umgekehrt dazu zeigten die Zellen in der Fraktion >340 µm und >100 µm durchwegs die höchsten Zellquoten (Gehalt/Zelle) für Microcystin, während die Zellquoten für die beiden Größenklassen <100 µm zumeist wesentlich niedriger ausfielen (Abb. 14). Ohne Berücksichtigung der Nullwerte waren die Zellquoten in der Größenklasse >100 µm maximal 50-fach bzw. durchschnittlich 11 mal höher als in der kleinsten Größenklasse. Zudem konnten an 12 von insgesamt 33 Probeterminen in der kleinsten Größenklasse keine Microcystine nachgewiesen werden, obwohl die Zellzahl die Detektionsgrenze (die minimale Injektionsmenge betrug 3 ng) immer um ein Vielfaches überschritt. Die über die gesamte Periode gemittelten Microcystin-Zellquoten betragen in der kleinsten (<50 µm) Größenklasse  $5,5 \pm 3,2$  fg (95 % Konfidenzintervall), in der mittleren (50-100 µm) Größenklasse  $7 \pm 1,8$  fg, in der großen (>100 µm) Fraktion  $33,6 \pm 14$  fg und in der größten (>340 µm) Fraktion  $62,5 \pm 20$  fg.

## Bedingungen und Steuerung der Toxinproduktion bei Cyanobakterien - aktueller Stand der Forschungen

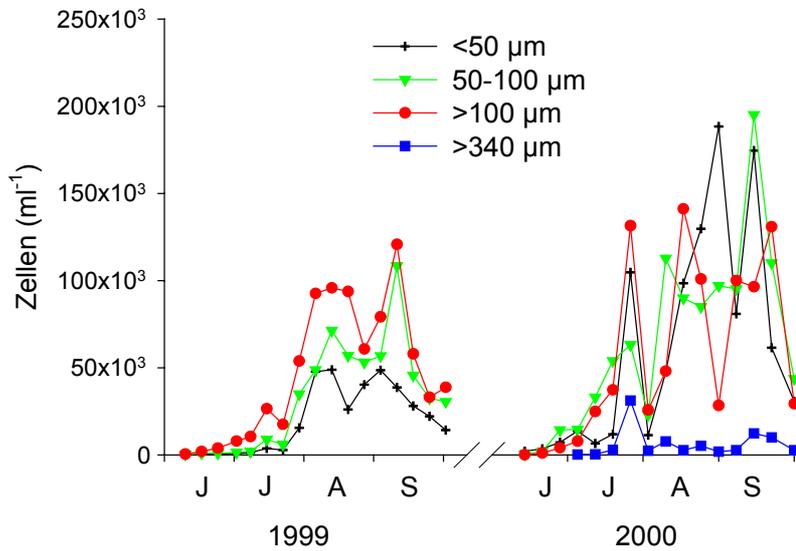


Abb. 13: Größenklassen von *Microcystis* im Wannsee, aus KURMAYER et al. (2003, with permission of the American Society for Microbiology)

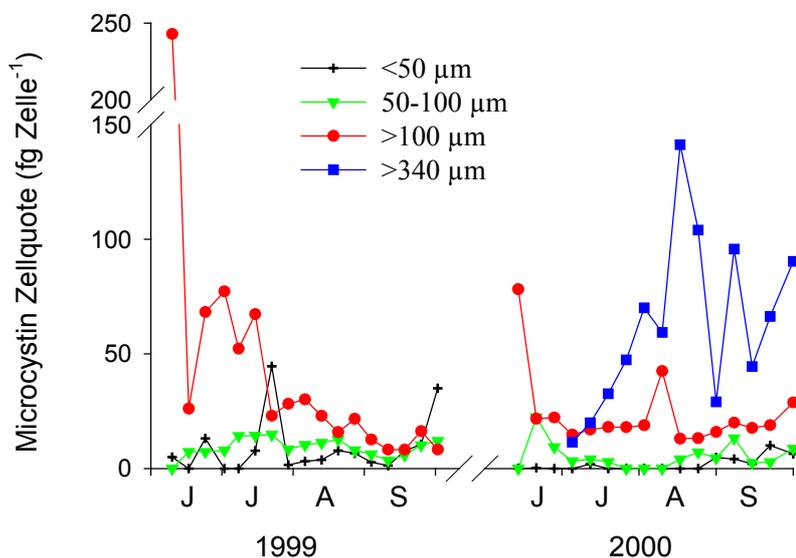
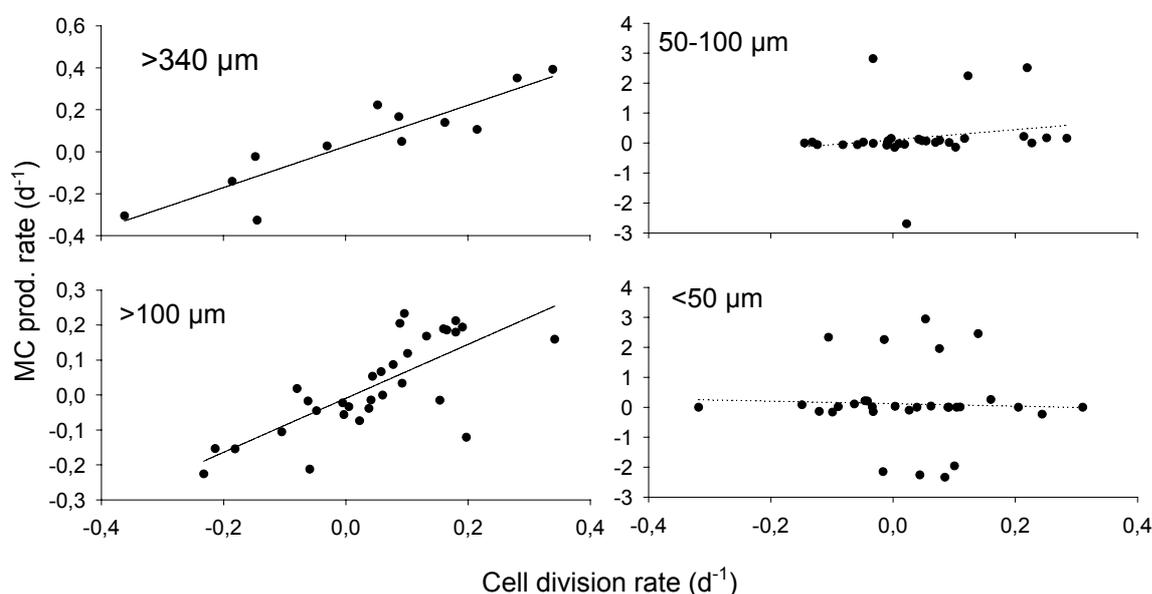


Abb. 14: Microcystin-Gehalte in den Zellen in Abhängigkeit von der Koloniegroße, aus KURMAYER et al. (2003, with permission of the American Society for Microbiology)

Um die Microcystinproduktion mit dem Zellwachstum zu vergleichen, wurde die Microcystinproduktionsrate für jede Größenklasse der Zellwachstumsrate gegenübergestellt. Nur in den beiden großen ( $>100 \mu\text{m}$ ,  $>340 \mu\text{m}$ ) Fraktionen konnte ein signifikanter Zusammenhang zwischen Zellwachstum und der Neubildung an Microcystin gefunden werden (Abb. 15, die Funkti-

## Bedingungen und Steuerung der Toxinproduktion bei Cyanobakterien - aktueller Stand der Forschungen

Regressionsgleichungen lauteten für die Fraktion  $>340 \mu\text{m}$ :  $y = 0,9822x + 0,0251$ ,  $R^2 = 0,81$  und für die Fraktion  $>100 \mu\text{m}$ :  $y = 0,7721x - 0,0096$ ,  $R^2 = 0,56$ ). In beiden Fällen verlief die Regressionsgerade durch den Nullpunkt und die Steigung betrug nahezu eins. Dies bedeutet, dass in den beiden größten Fraktionen von *Microcystis* spp. die Produktion an Microcystin nahezu eins zu eins mit dem Zellwachstum (oder auch der Abnahme in der Zelldichte) verbunden war, während in den beiden kleinen Fraktionen ( $<100 \mu\text{m}$ ) das Zellwachstum größtenteils ohne Neubildung an Microcystin vor sich ging.



**Abb. 15:** Zusammenhang zwischen Zellwachstum und der Microcystinproduktion für *Microcystis* in der Größe  $>340 \mu\text{m}$  und  $>100 \mu\text{m}$ . Microcystin (MC) Produktionsrate = Zellteilungsrate pro Tag =  $\ln(ct+1+1/ct+1)/t$ . Für die Größen  $50-100 \mu\text{m}$  und  $<50 \mu\text{m}$  wurde kein solcher Zusammenhang beobachtet. Aus KURMAYER et al. (2003, with permission of the American Society for Microbiology)

Da sich die zuvor dargestellte größenabhängige Verteilung von Genotypen mit/ohne Microcystin auch in der Microcystinproduktion widerspiegelt, kann gefolgert werden, dass genetische Diversität für die Unterschiede in der Microcystinproduktion tatsächlich verantwortlich ist. Diese größenabhängige Verteilung in der Microcystinproduktion ist zumindest über zwei Jahre stabil und wurde 2001 im Rahmen eines Workshops am Wannsee auch wiedergefunden (VIAODORIKA et al. 2004).

Da bekannt ist, dass große Kolonien in der Wassersäule wesentlich schneller aufsteigen bzw. absinken als kleine Kolonien müssen größen-spezifisch direkt wirkende Umweltfaktoren auf die Microcystinproduktion (z.B. Licht) bei der Interpretation der Ergebnisse beachtet werden. Andererseits übertreffen die Unterschiede in den Microcystin-Zellquoten dieser Studie die Beobachtungen an einzelnen Isolaten bei unterschiedlichen Lichtintensitäten im Labor bei weitem (Beispiele in SIVONEN & JONES 1999). Zusätzlich wurde auch in Kultur eine durch die Kolonieform

## Bedingungen und Steuerung der Toxinproduktion bei Cyanobakterien - aktueller Stand der Forschungen

bedingte Beschattung der Zellen festgestellt (HESSE & KOHL 2001), was dem direkten Lichteinfluss wiederum entgegen wirken würde. Ebenso können Makronährstoffe als direkter Faktor mit hoher Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden, da die Konzentrationen von Orthophosphat, Nitrat und Ammonium in beiden Jahren nicht unter die Nachweisgrenze abgesunken sind und analog zur Lichtintensität weder Makro- noch Mikronährstoffe experimentell derartig unterschiedliche Zellquoten auslösen konnten.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die Microcystinproduktion durch *Microcystis* spp. im Wannsee im wesentlichen durch die größeren Kolonien (>100 µm) verursacht wird und in dieser Größenklasse primär mit dem Zellwachstum zusammenhängt. Dieses wird durch Umweltfaktoren gesteuert. Der direkte Einfluss von Umweltfaktoren auf die Microcystinproduktion wird hingegen durch die Häufigkeit von Genotypen mit/ohne Microcystin zumindest überlagert und wahrscheinlich auch an Bedeutung übertroffen. Daraus folgt weiter, dass der Einfluss des Zooplanktons auf die Microcystinproduktion in diesem Gewässer eher als gering einzustufen ist, weil *Microcystis* >100 µm vom Zooplankton nicht gefressen werden kann. Die Rolle von Microcystin ist daher in diesem Fall nicht im Schutz der Kolonien vor der Beweidung durch herbivore Crustaceen zu sehen. Auf den ersten Blick scheint dies im Widerspruch zu der unter Laborbedingungen beobachteten Vergiftung von aquatischen Kleinkrebsen durch Microcystin zu stehen (KURMAYER & JÜTTNER 1999, ROHRLACK et al. 1999). Andererseits produziert *Microcystis* zusätzlich oder alternativ zu Microcystin ähnliche Peptide, die als effiziente Hemmsubstanzen von Proteasen bekannt sind (FASTNER et al. 2001). Tatsächlich wurde eine Vergiftung von *Daphnia* durch Microviridin J, einem potenten Proteaseinhibitor beobachtet (ROHRLACK et al. 2003). Ebenso wurden im Wannsee von JUNGSMANN & BENNDORF (1994) Vergiftungserscheinungen an Daphnien beobachtet, die nicht durch Microcystin sondern unbekannte andere Substanzen verursacht wurden. Es kann daher nicht ausgeschlossen werden, dass die kleineren Kolonien im Wannsee durch andere zum Microcystin strukturverwandte Peptide (Anabaenopeptin, Aeruginosin, Cyanopeptolin, Microviridin) vor herbivoren Crustaceen geschützt sind.

Die Frage, warum die großen Kolonien trotz fehlender Bedrohung durch Crustaceen nach wie vor Microcystin produzieren, kann gegenwärtig nur spekulativ beantwortet werden. Eine Möglichkeit ist, dass Microcystine als Abwehrstoffe nicht primär gegen Kleinkrebse, sondern andere aquatische Organismen (Algen, usw.) gerichtet sind und ihre generelle allelopathische Wirkung bis jetzt unterschätzt wurde. Eine andere mögliche Erklärung könnte sein, dass Microcystin in der Zelle eine bisher unbekannt physiologische Rolle spielt, die von dem allelopathischen Effekt prinzipiell unabhängig ist. Zum Beispiel könnte Microcystin als Siderophor für Kationen (Eisen, Kupfer und Zink) intrazellulär und extrazellulär eingesetzt werden (UTKILEN & GJOLME 1995, LUKAC & AEGERTER 1993). Siderophore lösen diese Stoffe und machen sie für die Zelle verfügbar. Der Fettsäureschwanz Adda ist hydrophob und man nimmt deswegen an, dass die Moleküle mit der Adda-Seitenkette in den Membranen sitzen, während der polare Ring frei im Protoplasma ist (ORR & JONES 1998). Tatsächlich wurden die Microcystin-Moleküle im Elektronenmikroskop und nach Immunogold-Labeling an Dünnschnitten hauptsächlich im Bereich der Thylakoid-

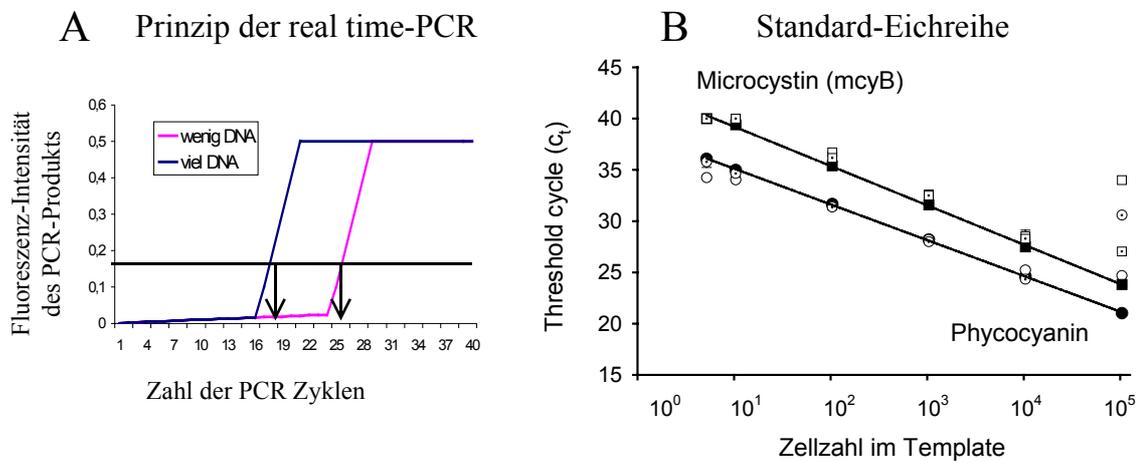
## Bedingungen und Steuerung der Toxinproduktion bei Cyanobakterien - aktueller Stand der Forschungen

Membranen beobachtet (SHI et al. 1995). Allerdings könnte das gehäufte Auftreten der Microcystin-Moleküle an den Thylakoid-Membranen auch bedeuten, dass die Microcystine mit der Lichtabsorption und/oder chromatischen Adaptation zusammenhängen. Zum Beispiel wurde eine erhöhte Transkription der Microcystin-Gene unter Starklichtbedingungen im Vergleich zu Schwachlichtbedingungen festgestellt (KAEBERNICK et al. 2000). Eine regulative Funktion ist für Microcystin ebenfalls nicht ganz ausgeschlossen, z.B. wirkt Okadaic Acid bei Dinoflagellaten ähnlich wie Microcystin als Inhibitor von PP, und mit erhöhten Gehalten von Okadaic Acid unter Kulturbedingungen wurde eine erhöhte PP-1 Aktivität beobachtet (BOLAND et al. 1993). Die Tatsache, dass bei nah verwandten Stämmen jedoch immer auch dem Microcystin ähnliche Peptide (Anabaenopeptin, Aeruginosin, Cyanopeptolin, Microviridin, usw., FASTNER et al. 2001) detektiert werden können, sollte für zukünftige funktionelle Überlegungen eine Rolle spielen.

### 7.5 Absolute Quantifizierung von Microcystin-produzierenden Genotypen im Gewässer

Zur Bestimmung der Zellzahl/Häufigkeit von Microcystin-produzierenden Genotypen wurde am Institut für Limnologie in Mondsee ein quantitatives DNA-Analyseverfahren entwickelt, welches die Abschätzung von Microcystin-Genotypen im Vergleich zur Gesamtpopulation ermöglicht. Der mittels real-time PCR gemessene DNA-Gehalt wird dabei über Standardkurven in Zellzahlen umgerechnet und zur Überprüfung der Methode wurden die aus dem DNA-Gehalt berechneten Zellzahlen mit den durch herkömmliche Zählmethoden im Mikroskop erworbenen Ergebnissen verglichen. Mit real-time PCR können Genotypen zusätzlich nicht nur nachgewiesen, sondern auch quantifiziert werden (z.B. KURMAYER & KUTZENBERGER 2003). Hierbei wird nach jedem Zyklus der Polymerase-Kettenreaktion die amplifizierte DNA-Menge durch einen fluoreszierenden Farbstoff gemessen und quantifiziert. Die Zunahme der Fluoreszenz verläuft in einem bestimmten Bereich linear und ist von der Ausgangsmenge der DNA abhängig (Abb. 16). Für eine bestimmte Fluoreszenzintensität (0.1) wird bei geringen Mengen an Ausgangs-DNA eine größere Zahl von PCR-Zyklen benötigt als bei größeren Mengen an Ausgangs-DNA. Über die Zahl der für eine bestimmte Fluoreszenzintensität benötigten Zyklen kann durch eine Eichgerade auf die ursprünglich vorhandene DNA-Menge (in Zell-Äquivalenten) rückgerechnet werden. Um Einflüsse durch physiologisch bedingte Schwankungen im DNA-Gehalt zu minimieren, werden immer die Genotypen der gesamten Population (durch ein für Phycocyanin kodierendes Gen, das als Pigment in der gesamten Population vorkommt) gemessen und der Anteil der Subpopulation der Microcystin (*mcy*) produzierenden Genotypen dann relativ zur Gesamtheit der Phycocyanin-Genotypen ermittelt.

## Bedingungen und Steuerung der Toxinproduktion bei Cyanobakterien - aktueller Stand der Forschungen



**Abb. 16: Absolute Quantifizierung von Microcystin produzierenden Genotypen mit der Real time-PCR Methode (A) Schema zur Abhängigkeit der Fluoreszenzzunahme von der zu Beginn der PCR vorhandenen DNA-Menge (B) Eichgerade zur Bestimmung der Zellzahl eines bestimmten Genotyps (Phycocyanin, Microcystin) durch den Threshold cycle ( $C_t$ ), der die Zahl der PCR-Zyklen angibt, die für eine bestimmte Fluoreszenzintensität (0.1) durchlaufen werden müssen. Aus KURMAYER & KUTZENBERGER (2003)**

Dieses Verfahren wurde zusätzlich mit den durch herkömmliche Zählmethoden im Mikroskop erworbenen Ergebnissen verglichen. Der Zusammenhang zwischen der Zählmethode nach UTERMÖHL und dem Anteil der Phycocyanin-Genotypen als Maß für die Zellzahl der Population war hoch signifikant ( $R^2 = 0.88$ ,  $n = 34$ ,  $p < 0.0001$ , Abb. 17 A,B). Weiter konnte gezeigt werden, dass der relative Anteil von Microcystin-Genotypen an der Gesamtpopulation sowohl im Sommer als auch im Winter überraschend konstant und eher gering ist (immer  $< 40\%$ ) und die Zellzahl der Microcystin-Genotypen mit der Zellzahl der Phycocyanin-Genotypen nahezu perfekt korreliert ist ( $R^2 = 0.95$ ,  $n = 50$ ,  $p < 0.0001$ , Abb. 17 C). Außerdem zeigen die beiden Regressionsgeraden zwischen der Zellzahl der Phycocyanin-Genotypen bzw. Microcystin-Genotypen und den mikroskopischen Zählwerten zwar einen statistisch signifikanten Unterschied (ANOVA) im Schnittpunkt mit der Y-Achse, aber keinen signifikanten Unterschied in der Steigung (Abb. 17 D). Es folgt daraus, dass es zumindest in diesem Gewässer keine messbaren saisonalen Einflüsse auf den Anteil von Microcystin-Genotypen gegeben hat.

Diese Ergebnisse haben Bedeutung für die Eignung von sogenannten Surrogatparametern, also Ersatzparameter der Algenbiomasse (Chlorophyll a, Zellzahl im Mikroskop) zur Abschätzung der Microcystinkonzentration in Gewässern. In der Tat wurden schon mehrmals signifikante Zusammenhänge zwischen der Algenbiomasse und der Microcystinproduktion gefunden (CHORUS et al. 2001, KOTAK et al. 1995, 2000, OH et al. 2001). Man könnte also daran denken, in einem bestimmten Gewässer die relativ aufwendige Microcystin-Analyse nur fallweise durchzuführen und zur raschen Abschätzung Surrogatparameter wie Chlorophyll-Bestimmung oder Zellzahlbestimmung zu verwenden. Allerdings ist noch weitere Forschung notwendig, um herauszufinden, welche Umweltfaktoren den Anteil von Microcystin-Genotypen im Gewässer beeinflussen können.

## Bedingungen und Steuerung der Toxinproduktion bei Cyanobakterien - aktueller Stand der Forschungen

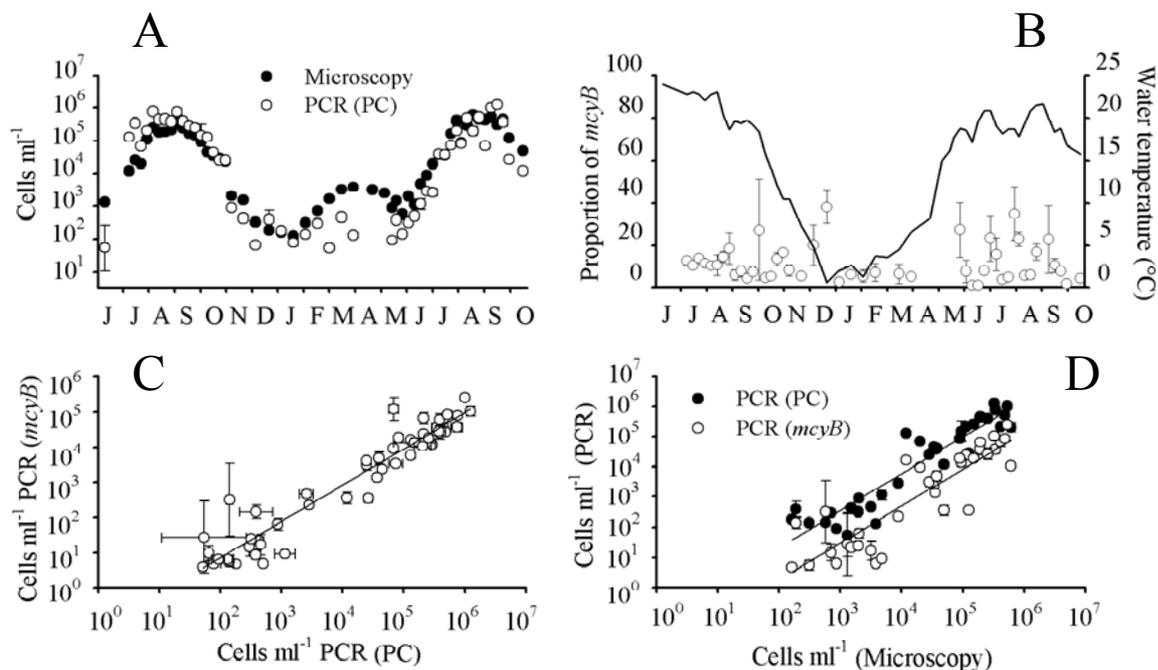


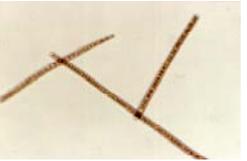
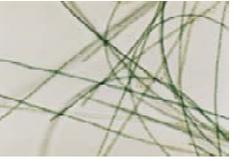
Abb. 17: (A) Quantifizierung von *Microcystis* über das Gen für Phycocyanin (PC) mittels DNA-Analyse (weiße Kreise) und Vergleich mit herkömmlichen Zählmethoden im Mikroskop (schwarze Kreise) im Wannsee (Berlin) von Juni 1999 bis Oktober 2000. (B) Quantifizierung des Anteils von Microcystin (*mcyB*)-Genotypen über die gleiche Untersuchungsperiode (weiße Kreise). Die mittlere Wassertemperatur ist als durchgezogene Linie dargestellt. (C) Relation der Microcystin-Genotypen zur Gesamt-Population von *Microcystis*. (D) Relation der Phycocyanin-Genotypen (schwarze Kreise) und der Microcystin-Genotypen (weiße Kreise) zur Zellzählung im Mikroskop. Dargestellt ist der Mittelwert aus drei Parallelmessungen sowie das daraus berechnete Fehlerintervall. Aus KURMAYER & KUTZENBERGER (2003, with permission of the American Society for Microbiology)

### 7.6 Genetische Diversität der Microcystinproduktion bei dem fädigen Cyanobakterium *Planktothrix*

Sehr häufig in Gewässern der gemäßigten Klimazone der nördlichen Halbkugel findet man grün oder rot gefärbte, fädige Cyanobakterien (lat. *Planktothrix*, Abb. 18), wobei die rot gefärbten Organismen aufgrund des gelegentlichen Auftretens von rötlichen Algenblüten auch „Burgunderblutalge“ genannt werden. Man findet die rot gefärbten Bakterien in tieferen Gewässern der Alpenregion und in Skandinavien, wo sie während der Sommermonate im kälteren Tiefenwasser Horizonte bilden und zeitweise aufräumen. Die rote Pigmentierung ist für diese Lebensform charakteristisch und macht die Ausnützung des in größerer Tiefe vorherrschenden grünen Lichtspektrums möglich. Umgekehrt findet man die grün gefärbten Bakterien in seichten, nährstoffreichen und ständig durchmischten Gewässern, wo sie ebenfalls hohe Dichten erreichen können.

## Bedingungen und Steuerung der Toxinproduktion bei Cyanobakterien - aktueller Stand der Forschungen



Schwarzensee (AT)
Mondsee (AT)
Irrsee (AT)
Wannsee (DE)

	Ammersee DE	Irrsee AT	Mondsee AT	Schwarzensee AT	Wörthersee AT	Zürichsee CH	Jägerteich AT	Wannsee DE
Mittlere Tiefe (m)	38	15	53	44	42	51	2	5.5
Fläche (km <sup>2</sup> )	47	4	14	0.5	19	65	0.2	2.8
Seehöhe (m)	533	553	481	800	440	406	500	80
Secchi (m)	4.4	5.1	3.8	6.5	4.9	3.9	-	1.2
Chlorophyll a (µg/l)	5.1	2.8	4.3	0.9	9	9.5	55	47
Häufigkeit <i>Planktothrix</i> spp.	Häufig	Selten	Häufig	Selten	Dominant	Dominant	Selten	Häufig
Pigmentierung	Rot	Rot	Rot	Rot	Rot	Rot	Grün	Grün

**Abb. 18:** Vorkommen der fädigen Cyanobakterien *Planktothrix rubescens* (rote Pigmentierung) und *Planktothrix agardhii* (grüne Pigmentierung) in verschiedenen Gewässern. Einstufung dieser Gewässer nach der Trophieskala von FORSBERG & RYDING (1980): blau (oligotroph), grün (mesotroph), rot (eutroph)

Es wurde begonnen, Populationen der Gattung *Planktothrix* aus verschiedenen Gewässern zu kultivieren und klonale Isolate herzustellen (Abb. 19). Die Freilandprobenahme erfolgte zum großen Teil durch Mitarbeiter des Bundesamts für Wasserwirtschaft und Gewässerökologie in Scharfling. Dazu wurden die Wasserproben auf Agar ausplattiert, unter dem Mikroskop einzelne Filamente ausgeschnitten und anschließend auf neue Agarplatten transferiert. Nach Heranwachsen dieses einzelnen Filaments zur Kultur wurde diese Kultur in flüssiges Nährmedium transferiert (KURMAYER et al. 2004). Die klonalen Kulturen wurden genetisch mittels PCR auf das Vorhandensein der Gene für die Microcystinsynthese und mittels HPLC-DAD hinsichtlich ihres Microcystin-Gehalts wie in Kapitel 3 beschrieben untersucht.

Interessanterweise wurden bei allen roten Isolaten die an der Microcystinsynthese beteiligten Gene *mcyA* und *mcyB* gefunden. Im Gegensatz dazu findet man grün gefärbte Ökotypen hauptsächlich in seichten, eutrophen und ständig durchmischten Gewässern und es wurden aus derselben Wasserprobe sowohl Genotypen mit als auch ohne die Gene *mcyA* und *mcyB* isoliert (Abb. 20). *Planktothrix agardhii* besteht also ähnlich zu *Microcystis* immer aus einer Mischung von Genotypen mit/ohne Gene für die Microcystin Synthese während *Planktothrix rubescens* immer zu hundert Prozent aus Microcystin-Genotypen besteht.

## Bedingungen und Steuerung der Toxinproduktion bei Cyanobakterien - aktueller Stand der Forschungen

- 1) Ausschneiden der Filamente von Agarplatten (1 Tag)



- 2) Heranwachsen einzelner Filamente (2 Monate)



- 3) Heranwachsen in Flüssigkultur (1 Monat)



→ Klonale Isolate

Abb. 19: Isolierung einzelner Filamente und Herstellung von klonalen Isolaten im Labor zur Analyse der Toxine. Aus KURMAYER et al. (2004)

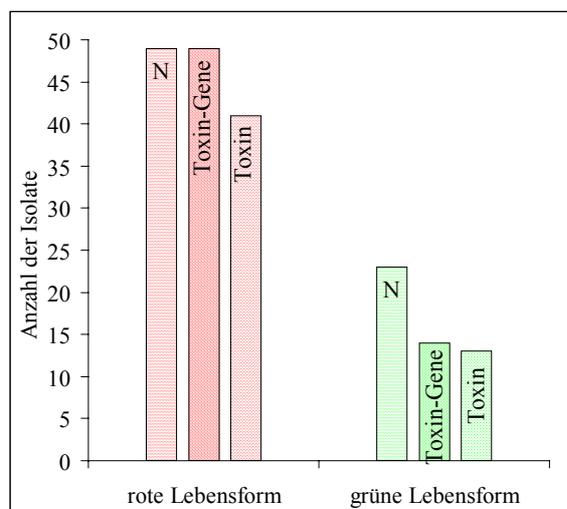


Abb. 20: Anzahl der myc (Toxin-)Gene und der aktiven Toxinproduktion (Toxin) im Vergleich mit der untersuchten Gesamtzahl (N) in der roten „Lebensform“ von *Planktothrix rubescens* und der grünen „Lebensform“ von *Planktothrix agardhii*. Aus KURMAYER et al. (2004)

## Bedingungen und Steuerung der Toxinproduktion bei Cyanobakterien - aktueller Stand der Forschungen

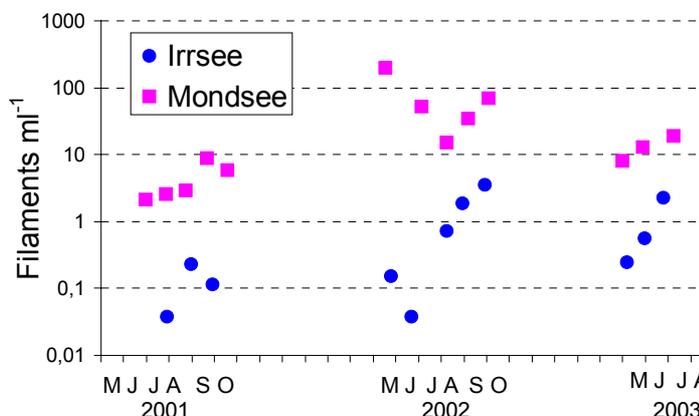
Andererseits konnte bei einer Anzahl von *Planktothrix rubescens*-Isolaten aus dem Irrsee, Mondsee und Wörthersee trotz des Einsatzes dreier unabhängiger Methoden zur Microcystin-Detektion kein Microcystin nachgewiesen werden (KURMAYER et al. 2004). Nach der allgemeinen Auffassung gilt die Produktion an Microcystin in der Zelle nicht durch Umweltfaktoren induzierbar, sondern als konstitutiv und diese Isolate müssen daher als inaktive Microcystin-Genotypen bezeichnet werden. Eine wichtige Frage war, ob eine Inaktivierung des Microcystinsynthetase-Genclusters (*mcy*) als Laborartefakt auftritt, oder ob derartige inaktive *mcy*-Genotypen in unseren Seen häufiger vorkommen.

Um die Häufigkeit der inaktiven *mcy*-Genotypen direkt im Mondsee und im Irrsee festzustellen, wurden im Oktober 2003 aus der Phytoplanktonnetzprobe einzelne Filamente unter dem Mikroskop isoliert und je an die hundert Filamente parallel mittels PCR auf das Vorhandensein von *mcyA* getestet sowie mittels sensitiver Massenspektrometrie auf den Microcystingehalt hin überprüft (Abb. 21). Übereinstimmend mit der Verteilung von *mcy*-Genen bei den Isolaten wurden bei praktisch allen Filamenten aus dem Irrsee und dem Mondsee *mcyA* festgestellt. Im Gegensatz dazu war der Anteil der Filamente mit Microcystin deutlich geringer, und der Anteil der inaktiven Microcystin-Genotypen wurde im Irrsee auf 5 % (100 % mit *mcyA* minus 95 % mit Microcystin) und im Mondsee auf 21 % (97 % mit *mcyA* minus 76 % mit Microcystin) geschätzt.

**A**

Gewässer	Filamente	Kein Peptid	Filamente mit Microcystin	Filamente ohne Microcystin aber mit anderen Peptiden
Irrsee, Mai 03	110	2	103	5 (5%)
Mondsee, Mai 03	102	3	78	21 (21%)
Irrsee, Sept 03	128	12	110	6 (5%)
Mondsee, Sept 03	136	9	96	31 (24%)

**B** Auszählung der Filamente im Umkehrmikroskop

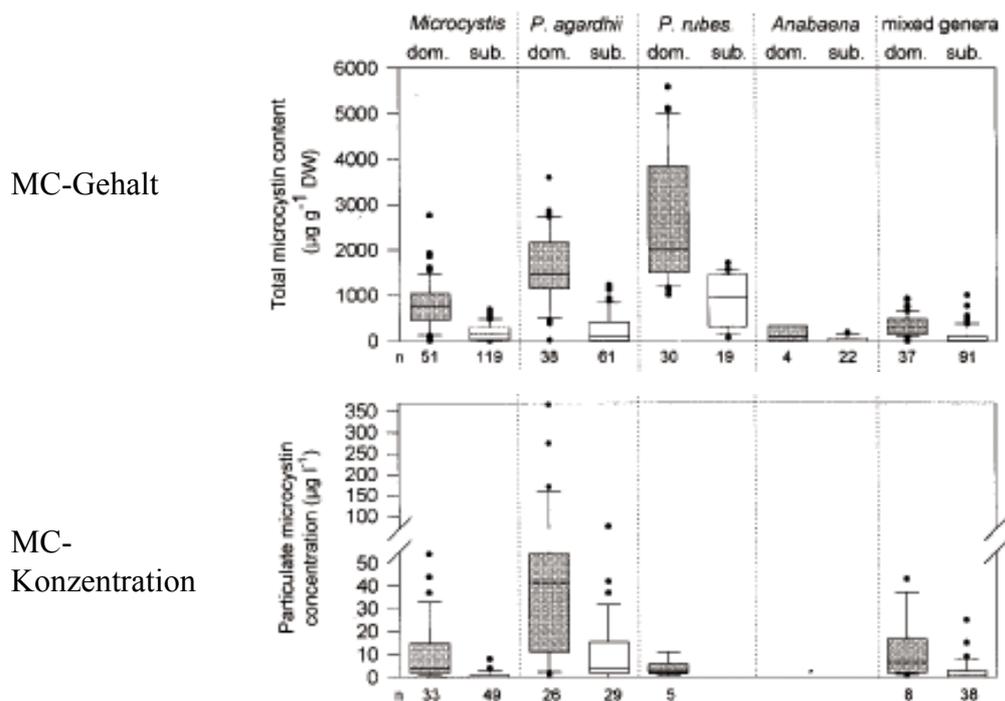


**Abb. 21: Quantifizierung inaktiver *mcy*-Genotypen in Populationen von *P. rubescens* (A) Eine große Zahl von Filamenten wurde isoliert und parallel auf den Gehalt von *mcy*-Genen und Microcystin mittels sensitiver Massenspektrometrie analysiert (B) Häufigkeit der beiden untersuchten Populationen im Jahresverlauf**

## Bedingungen und Steuerung der Toxinproduktion bei Cyanobakterien - aktueller Stand der Forschungen

Die Ergebnisse zeigen, dass *Planktothrix rubescens* generell den höchsten Anteil von Microcystin-Genotypen hat und dieser Unterschied im Vergleich zu *Microcystis* und *P. agardhii* sich auch im Microcystingehalt niederschlägt (Abb. 22). Eine Untersuchung von Gewässern mit *P. rubescens*, *P. agardhii* und *Microcystis* spp. ergab in allen Wasserproben einen positiven Nachweis von Microcystin, jedoch waren die Microcystin-Gehalte bei *P. rubescens* am höchsten, und bei *Microcystis* spp. am niedrigsten (FASTNER et al. 1999). Durch die eher geringen Zellzahlen von *P. rubescens* im Vergleich zu *Microcystis* spp. und *P. agardhii* wurden jedoch die höchsten Microcystinkonzentrationen pro Liter in Proben mit *P. agardhii* gemessen.

Die Koexistenz von Genotypen mit/ohne Microcystin kann daher als ein Charakteristikum vieler Arten betrachtet werden, und wird entweder durch die Inaktivierung von Microcystin-Genen (*P. rubescens*) oder den Verlust von Microcystin-Genen (*P. agardhii*, *Microcystis*) verursacht. Die Produktion von Microcystin ist daher für die einzelne Zelle auch unter natürlichen Bedingungen nicht als essentiell zu betrachten. Interessanterweise wurde bis jetzt aber auch keine einzige Population ohne jegliches Microcystin beobachtet, was auf eine wichtige Funktion hindeutet. Aufgrund der ausgesprochenen Bioaktivität dieser Substanz gilt eine Funktion bei der Abwehr von Antagonisten (Krankheitserreger, Parasiten, Fressfeinde) am wahrscheinlichsten (SEDMAK & KOSI 1998, SKULBERG 2000, KURMAYER & JÜTTNER 1999).



MC-Gehalt von *P. rubescens* > MC-Gehalt *P. agardhii* > MC-Gehalt *Microcystis* sp.  
 MC-Konz. von *P. rubescens* < MC-Konz. *Microcystis* sp. < M- Konz. *P. agardhii*

Abb. 22: Microcystin (MC)-Gehalt in Populationen verschiedener Cyanobakterien (oben) sowie Microcystin-Konzentration im Wasser (unten). Aus Fastner et al. (1999, with permission of John Wiley & Sons Ltd)

## 7.7 Zusammenfassung und Diskussion

Die vorangegangenen Kapitel geben neben einzelnen Resultaten gleichzeitig Hinweise auf die Vielfaltigkeit des Problems. In den Kapiteln 3 und 4 wurde erwähnt, dass Populationen im Gewässer häufig aus einer Mischung von toxischen und nicht-toxischen Genotypen bestehen, zum Beispiel Stämme mit den Genen zur Synthese von Microcystin und Stämme ohne diese Gene. Nach der derzeitigen Ansicht (RANTALA et al. 2004) hätten die Stämme ohne die Microcystin-Gene diese einmal besessen, aber im Laufe der Evolution verloren. Trotzdem findet man in der Natur kaum Populationen, in denen keine Stämme mit Microcystin nachgewiesen werden, es könnte also ökologische Faktoren geben, die diese Stämme mit Microcystin in der Population unersetzlich machen. Andererseits konnten bei einzelnen Stämmen ohne Microcystin nach dem derzeitigen Kenntnisstand in der Wissenschaft keine selektiven Nachteile beobachtet werden. Es wird für die Limnologie zu einer wichtigen Aufgabe werden, herauszufinden, in welche Richtung die Entwicklung der Stammzusammensetzung in Populationen langfristig geht. Wenn die Hypothese über den Verlust der Gene im Laufe der Evolution richtig ist, dann müsste man erwarten, dass langfristig Populationen entstehen, die sukzessive immer mehr Stämme ohne Microcystin als mit Microcystin enthalten. Stellt sich aber heraus, dass selektive Faktoren den Bestand von Microcystin-Genotypen begünstigen, dann werden Cyanobakterien auch in Zukunft immer Microcystin enthalten. Diese Entwicklung hätte dann Bedeutung, wenn bedingt durch Eutrophierung und globale Erwärmung Cyanobakterien in den nächsten Jahrzehnten in ihrer Häufigkeit in Binnengewässern zunehmen und mit höheren Microcystinkonzentrationen gerechnet werden muss.

Interessanterweise zeigen erste Untersuchungen zur saisonalen Stabilität der Genotypenzusammensetzung, dass diese jedoch innerhalb von zwei Jahren relativ stabil war (Kap. 4, 5). Auch der hohe Anteil von Microcystin-Genotypen in Populationen von *Planktothrix rubescens* korreliert mit den jeweils höchsten im Freiland gemessenen Konzentrationen (FASTNER et al. 1999). Allerdings ist die Datenlage zur Genotypenzusammensetzung und deren Stabilität in Populationen noch sehr spärlich und es fehlen Beobachtungen über mehrere Jahre an ein und demselben Gewässer. Nach den derzeitigen Ergebnissen kann die Algenbiomasse herangezogen werden, um die Microcystinkonzentration im Gewässer abzuschätzen und die Zeit und die Kosten für die Quantifizierung des Microcystins einzusparen. Dieser Ansatz wurde von einigen Wissenschaftlern bereits verfolgt (CHORUS et al. 2001, KOTAK et al. 1995, 2000, OH et al. 2001). Ein weiteres Argument für die Verwendung von Algenzellzahlen zur Abschätzung des Gesundheitsrisikos ist das Vorhandensein von noch unbekanntem Peptiden, die eine zum Microcystin vergleichbare Toxizität besitzen. Gegenwärtig werden deshalb neben absoluten Grenzwerten auch die auf einer Algenzellzahl basierenden Richtwerte zur Abschätzung des Gesundheitsrisikos für Trinkwasser und Badegewässer eingesetzt (FALCONER et al. 1999).

## Bedingungen und Steuerung der Toxinproduktion bei Cyanobakterien - aktueller Stand der Forschungen

### 7.8 Literatur

- BOLAND, M. P.; TAYLOR, M. F. J. R. & HOLMES, C. F. B. 1993. Identification and characterisation of a type-1 protein phosphatase from the okadaic acid-producing marine dinoflagellate *Prorocentrum lima*. *FEBS Lett.* 334:13-17.
- BOLCH, C. J. S., S. I. BLACKBURN, G. J. JONES, P. T. ORR & P. M. GREWE. 1997. Plasmid content and distribution in the toxic cyanobacterial genus *Microcystis* Kützing ex Lemmermann (Cyanobacteria: Chroococcales). *Phycologia* 36:6-11.
- BULGAKOV, N. G. & A. P. LEVICH. 1999. The nitrogen:phosphorus ratio as a factor regulating phytoplankton community structure. *Arch. Hydrobiol.* 146:3-22.
- CARMICHAEL, W. W. 1994. The toxins of cyanobacteria. *Scientific American* 270:78-86.
- CARMICHAEL WW; BEASLY V; BUNNER DL; ELOFF JN; FALCONER I; GORHAM P; HARADA K-I; KRISHNAMURTY T; MIN-JUAN Y; MOORE RE; RINEHART K; RUNNEGAR M; SKULBERG OM & WATANABE M. 1988. Naming cyclic heptapeptide toxins of cyanobacteria (blue-green algae). *Toxicol* 26:971-973.
- CHORUS I. AND BARTRAM J. 1999. Toxic cyanobacteria in water. A guide to their public health consequences, monitoring and management. WHO, E & FN Spon, London, 416pp.
- CHORUS, I., V. NIESEL, J. FASTNER, C. WIEDNER, B. NIXDORF & K.-E. LINDENSCHMIDT. 2001. Environmental factors and microcystin levels in water bodies. Chorus, I. (ed.) *Cyanotoxins. Occurrence, causes, consequences.* Springer, Berlin. 159-177.
- CHRISTIANSEN, G., J. FASTNER, M. ERHARD, T. BÖRNER & E. DITTMANN. 2003. Microcystin biosynthesis in *Planktothrix*: genes, evolution, and manipulation. *Journal of Bacteriology* 185:564-572.
- FALCONER, I., BARTRAM, J., CHORUS, I., KUIPER-GOODMAN, T., UTKILEN, H., BURCH, M. & CODD, G. A. 1999. Safe levels and safe practices. In *Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management* ed. Chorus, I. Batram, J. pp. 155-178. E & FN Spon, London, World Health Organization, Geneva.
- FASTNER, J., M. ERHARD, W. W. CARMICHAEL, F. SUN, K. L. RINEHART, H. RÖNICKE & I. CHORUS. 1999. Characterization and diversity of microcystins in natural blooms and strains of the genera *Microcystis* and *Planktothrix* from German freshwaters. *Arch. Hydrobiol.* 145:147-163.
- FASTNER, J., M. ERHARD & H. VON DÖHREN. 2001. Determination of oligopeptide diversity within a natural population of *Microcystis* (Cyanobacteria) by typing single colonies by matrix-assisted laser desorption ionization-time of flight mass spectrometry. *Appl. Env. Microbiol.* 67:5069-5076.
- FASTNER, J., U. NEUMANN, B. WIRSING, J. WECKESSER, C. WIEDNER, B. NIXDORF & I. CHORUS. 1999. Microcystins (hepatotoxic heptapeptides) in German fresh water bodies. *Environ Toxicol* 14:13-22.
- FORSBERG, C. & S. RYDING. 1980. Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 waste-receiving Swedish lakes. *Arch. Hydrobiol.* 89:189-207.

## Bedingungen und Steuerung der Toxinproduktion bei Cyanobakterien - aktueller Stand der Forschungen

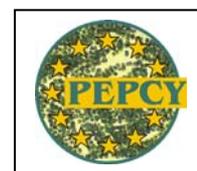
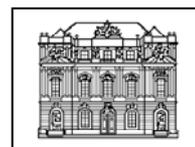
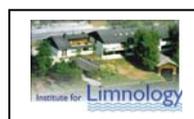
- HESSE, K. & J.-G. KOHL. 2001. Effects of light and nutrient supply on growth and microcystin content of different strains of *Microcystis aeruginosa*. Chorus, I. (ed.) Cyanotoxins. Occurrence, causes, consequences. Springer, Berlin. 104-115.
- JUNGMANN, D. & BENNDORF, J. 1994. Toxicity to *Daphnia* of a compound extracted from laboratory and natural *Microcystis* spp., and the role of microcystins. *Freshwater Biology* 32:13-20.
- JÜTTNER, F. 1995. Physiology and biochemistry of odorous compounds from freshwater cyanobacteria and algae. *Water Science and Technology* 31/11:69-78.
- KAEBERNICK, M., B. A. NEILAN, T. BÖRNER & E. DITTMANN. 2000. Light and the transcriptional response of the microcystin biosynthesis gene cluster. *Appl. Env. Microbiol.* 66: 3387-3392.
- KOMAREK, J. & K. ANAGNOSTIDIS. 1999. Cyanoprokaryota, 1. Teil Chroococcales. Gustav Fischer Verlag Jena 225-236.
- KOTAK, B. G., A. K.-Y. LAM, E. E. PREPAS, S. L. KENEFICK, AND S. E. HRUDEY. 1995. Variability of the hepatotoxin microcystin-LR in hypereutrophic drinking water lakes. *J. Phycol.* 31:248-263.
- KUIPER-GOODMAN, T., I. FALCONER & J. FITZGERALD. 1999. Human health aspects. Chorus I. & J. Bartram (eds.) Toxic cyanobacteria in water. A guide to their public health consequences, monitoring and management. WHO, E & FN Spon, London 113-141.
- KURMAYER, R., G. CHRISTIANSEN & I. CHORUS. 2003. The abundance of microcystin-producing genotypes correlates positively with colony size in *Microcystis* and determines its microcystin net production in Lake Wannsee. *Appl. Env. Microbiol.* 69:787-795.
- KURMAYER, R., G. CHRISTIANSEN, J. FASTNER & T. BÖRNER. 2004. Abundance of active and inactive microcystin genotypes in populations of the toxic cyanobacterium *Planktothrix* spp. *Environmental Microbiology* 6:831-841.
- KURMAYER, R., E. DITTMANN, J. FASTNER & I. CHORUS. 2002. Diversity of microcystin genes within a population of the toxic cyanobacterium *Microcystis* spp. in Lake Wannsee (Berlin, Germany). *Microbial Ecology* 43:107-118.
- KURMAYER, R. & F. JÜTTNER. 1999. Strategies for the co-existence of zooplankton with the toxic cyanobacterium *Planktothrix rubescens* in Lake Zürich. *J. Plankt. Res.* 21:659-683.
- KURMAYER R & KUTZENBERGER T. 2003. Application of real-time PCR for quantification of microcystin genotypes in a population of the toxic cyanobacterium *Microcystis* sp. *Appl. Environ. Microbiol.* 69:6723-6730.
- LUKAC, M & AEGERTER, R. 1993. Influence of trace metals on growth and toxin production of *Microcystis aeruginosa*. *Toxicon* 31:293-305.
- MACKINTOSH, C; BEATTIE, KA; KLUMPP, S; COHEN, P & CODD, GA. 1990. Cyanobacterial microcystin-LR is a potent and specific inhibitor of protein phosphatases 1 and 2A from both mammals and higher plants. *FEBS* 264:187-192.
- NISHIZAWA T., UEDA A., ASAYAMA M., FUJII K., HARADA K., OCHI K. & SHIRAI M. 2000. Polyketide synthase gene coupled to the peptide synthetase module involved in the biosynthesis of the cyclic heptapeptide microcystin. *J. Biochem.* 127:779-789.

## Bedingungen und Steuerung der Toxinproduktion bei Cyanobakterien - aktueller Stand der Forschungen

- OH, H.-M., S. J. LEE, J.-H. KIM, H.-S. KIM & B.-D. YOON. 2001. Seasonal variation and indirect monitoring of microcystin concentrations in Daechung Reservoir, Korea. *Appl. Env. Microbiol.* 67:1484-1489.
- ORR, P. T. & G. J. JONES. 1998. Relationship between microcystin production and cell division rates in nitrogen-limited *Microcystis aeruginosa* cultures. *Limnol. Oceanogr.* 43 :1604-1614.
- PARK, H.-D., M. F. WATANABE, K.-I. HARADA, M. SUZUKI, H. HAYASHI & T. OKINO. 1993. Seasonal variations of *Microcystis* species and toxic heptapeptide microcystins in Lake Suwa. *Environmental Toxicology and Water Quality* 8:425-435.
- PEPCY. Toxic and other bioactive peptides in cyanobacteria. Funded by the European Community, QLK4-CT-2002-02634, Dec '02 - Jun '06, [www.pepcy.de](http://www.pepcy.de).
- RANTALA, A.; FEWER, D. P.; HISBERGUES, M.; ROUHIAINEN, L.; VAITOMAA, J.; BÖRNER, T. & SIVONEN, K. 2004. Phylogenetic evidence for the early evolution of microcystin synthesis. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 101:568-573.
- RAPALA, J., K. SIVONEN, C. LYRA & S. I. NIEMELÄ. 1997. Variation of microcystins, cyanobacterial hepatotoxins, in *Anabaena* spp. as a function of growth stimuli. *Appl. Env. Microbiol.* 63:2206-2212.
- REDFIELD, A. 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *Amer. Sci.* 46:205-221.
- REYNOLDS, C. S. 1999. Non-determinism to probability, or N:P in the community ecology of phytoplankton. *Arch. Hydrobiol.* 146:23-35.
- REYNOLDS, C., R. OLIVER & A. WALSBY. 1987. Cyanobacterial dominance: the role of buoyancy regulation in dynamic lake environments. *N. Z. J. mar. freshw. Res.* 21:379-390.
- ROHRLACK, T.; DITTMANN, E.; HENNING, M.; BÖRNER, T. & KOHL, J.-G. 1999. Role of microcystins in poisoning and food ingestion inhibition of *Daphnia galeata* caused by the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Appl. Env. Microbiol.* 65:737-739.
- ROHRLACK T; CHRISTOFFERSEN K; HANSEN PE; ZHANG W; CZARNECKI O; HENNING M; FASTNER J; ERHARD M; NEILAN BA. & KAEBERNICK M. 2003. Isolation, characterization, and quantitative analysis of Microviridin J, a new Microcystis metabolite toxic to Daphnia. *J Chem Ecol.* 29:1757-1770.
- ROUHIAINEN, L., T. VAKKILAINEN, B. L. SIEMER, W. BUIKEMA, R. HASELKORN & K. SIVONEN. 2004. Genes coding for hepatotoxic heptapeptides (microcystins) in the cyanobacterium *Anabaena* strain 90. *Appl. Environ. Microbiol.* 70:686-692.
- SEDMAK, B. & G. KOSI. 1998. The role of microcystins in heavy cyanobacterial bloom formation. *J. Plankt. Res.* 20:691-708.
- SHI, Q., J. CUI, J. K. F. ZHANG, Z. HUA & P. SHEN. 2004. Expression modulation of multiple cytokines in vivo by cyanobacteria blooms extract from Taihu lake, China. *Toxicon* 44:871-879.
- SHI, L.; CARMICHAEL, W. W., & MILLER, I. 1995. Immuno-gold localization of hepatotoxins in cyanobacterial cells. *Arch. Microbiol.* 163:7-15.
- SIVONEN, K. & G. JONES. 1999. Cyanobacterial toxins. I. Chorus & J. Bartram (eds.) *Toxic cyanobacteria in water. A guide to their public health consequences, monitoring and management.* WHO, E & FN Spon, London 41-112.

## Bedingungen und Steuerung der Toxinproduktion bei Cyanobakterien - aktueller Stand der Forschungen

- SKULBERG, O. M. 2000. Microalgae as a source of bioactive molecules - experiences from cyanophyte research. *Journal of Applied Phycology* 12:341-348.
- SMITH, V. H. 1983. Low Nitrogen to Phosphorus Ratios Favor Dominance by Blue-Green Algae in Lake Phytoplankton. *Science* 221:669-670.
- SMITH, V. & S. BENNETT. 1999. Nitrogen:phosphorus supply ratios and phytoplankton community structure in lakes. *Arch. Hydrobiol.* 146:37-53.
- SOMMER, U. 1999. A comment on the proper use of nutrient ratios in microalgal ecology. *Arch. Hydrobiol.* 146:55-64.
- TILLET, D., E. DITTMANN, M. ERHARD, H. VONDÖHREN, T. BÖRNER & B. A. NEILAN. 2000. Structural organization of microcystin biosynthesis in *Microcystis aeruginosa* PCC7806: an integrated peptide-polyketide synthetase system. *Chemistry and Biology* 7: 753-764.
- TOROKNE, A., A. PALOVICS & M. BANKINE. 2001. Allergenic (sensitization, skin and eye irritation) effects of freshwater cyanobacteria- experimental evidence. *Environmental Toxicology and Water Quality* 16:512-516.
- UTKILEN, H AND GJOLME, N. 1995. Iron-stimulated toxin production in *Microcystis aeruginosa*. *Appl. Environ. Microbiol.* 61:797-800.
- VEZIE, C., L. BRIENT, K. SIVONEN, G. BERTRU, J.-C. LEFEUVRE & M. SALKINOJA-SALONEN. 1998. Variation of microcystin content of cyanobacterial blooms and isolated strains in Lake Grand-Lieu (France). *Microbial Ecology* 35:126-135.
- VIA-ORDORICA, L., J. FASTNER, R. KURMAYER, M. HISBERGUES, E. DITTMANN, J. KOMAREK, M. ERHARD & I. CHORUS . 2004. Distribution of microcystin-producing and non-microcystin-producing *Microcystis* sp. in European freshwater bodies: detection of microcystins and microcystin genes in individual colonies. *System. Appl. Microbiol.* 27:592-603.
- WHO. Guidelines for Drinking-water Quality. Third edition, Vol. 1, recommendations. 2004; World Health Organization:494pp.
- ZHOU, L; YU, H.. & Chen, K. 2002. Relationship between microcystin in drinking water and colorectal cancer. *Biomed Environ Sci.* 15:166-171.



## 8 Zusammenfassung / Fazit

Seen, Weiher und Teiche unterliegen einem zunehmenden Erholungsdruck. Dabei werden auch kleine, meist eutrophierte Gewässer vielfältig genutzt und der „gesunde“ Naturgenuss hat einen hohen Stellenwert. Plötzlich auftretende oder auch immer wiederkehrende Massenentwicklungen von Algen sind in solchen Gewässern nicht nur ein optisches Problem. Sie können auch die Gesundheit beeinträchtigen, wenn Cyanobakterien (Blaualgen) dabei vorherrschen. Der Informationsbedarf ist in diesem Fall sowohl bei den staatlichen Verantwortungsträgern als auch auf Seiten der Nutzer und Betroffenen groß. Diese Zusammenstellung von eigenständigen Fachbeiträgen zum Thema Cyanobakterien gibt in kompakter Form detaillierte Informationen über den neuesten Stand der Forschungen und deckt darüber hinaus umweltmedizinische und angewandte wasserwirtschaftliche Gesichtspunkte ab.

Der erste Beitrag schildert als **Fallbeispiel** aktuelle wasserwirtschaftliche Probleme mit Cyanobakterien im stark genutzten **Altmühlsee**. Nach der Minimierung von punktuellen Nährstoffbelastungen sind vor allem diffuse Einträge aus dem großen, künstlich erschlossenen Einzugsgebiet ein wichtiger Ursachenfaktor, der kaum in den Griff zu bekommen ist. Neben der Darstellung der konventionellen Sanierungsbemühungen auf der Nährstoffseite werden Ergebnisse aus dem Versuch gezeigt, die Wasserqualität durch eine Reduzierung des hohen Brachsenbestandes zu verbessern. Das als „Biomaniplulation“ bekannte Restaurierungsverfahren wurde im Altmühlsee in Vorversuchen und im großen Ansatz getestet. Eine Entnahme von bisher ca. 86 to Friedfischen konnte vor allem bei der Sichttiefe Verbesserungen bewirken. Diese gehen auf die geringere Aufwirbelung von Sediment zurück. Eine Verringerung der Cyanobakterien bzw. des Phytoplanktons war dagegen überwiegend auf eine Reduzierung der Maxima beschränkt.

Neben ökologischen und wasserwirtschaftlichen Fragestellungen ist die **gesundheitliche Bedeutung von Cyanobakterientoxinen** von elementarer Bedeutung für die Gewässernutzung. Der Artikel gibt umfassende Informationen über die Toxine, ihre Wirkungen im Körper des Menschen und dadurch auftretende mögliche gesundheitliche Beschwerden. Besonders wichtig für verantwortliche Behörden ist das Kapitel zur Risikoabschätzung und zum Risikomanagement in Badegewässern. Insbesondere Kinder gelten hier als Risikogruppe, an der sich ein Grenzwert orientieren muss. Neben Angaben zu Grenzwerten und Expositionsrisiken werden auch Hinweise für eine praktikable Überwachungsstrategie und ein sinnvolles Risikomanagement in Form eines Ablaufschemas gegeben.

Im dritten Beitrag werden **Ergebnisse aus dem Forschungsvorhaben des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft** über die Bedingungen für das Auftreten von Cyanobakterien in bayerischen Seen dargelegt. Grundsätzlich lassen sich die Cyanobakterien in Ökotypen einteilen. Eine Übersicht über die fördernden Faktoren für eine Massenentwicklung von Cyanobakterien hilft, Risikogewässer und -faktoren zu ermitteln. In den untersuchten kleineren Seen spielt das hohe Nährstoffniveau eine wichtige Rolle. Dabei entscheiden vor allem die Verhältnisse der drei Makronährelemente Phosphor, Stickstoff und Silizium über Vorkommen und Zusammensetzung der Cyanobakterien. Die Entwicklung des Cyanobakteriums *Planktothrix rubescens* im ver-

gleichsweise nährstoffarmen Ammersee muss gesondert betrachtet werden. Hier ermöglicht ein verhältnismäßig klares Oberflächenwasser solchen Schwachlichtarten ein Wachstum in tieferen, nährstoffreicheren Wasserschichten (Metalimnion). Ein Übersichtsschema gibt abschließend eine Zusammenfassung über die Ursachen und Grundbedingungen von Cyanobakterienblüten. Hier lassen sich auch die zu erwartenden Cyanobakterientaxa und Grundzüge für Restaurierungsmaßnahmen ableiten.

Der Beitrag zum **Aufkommen und zur Langzeitentwicklung des Cyanobakteriums *Planktothrix rubescens* im Ammersee** stellt vor allem Ergebnisse aus einer Promotionsarbeit dar. Er beleuchtet das Bedingungsgefüge, das es diesem Cyanobakterium ermöglicht trotz fortgesetzter Nährstoffverringerung im See, entgegen den Erwartungen, immer wieder hohe Biomassen aufzubauen. Insbesondere das schwerpunktmäßige Vorkommen in Tiefen um 7 m aber auch die schlechte Fressbarkeit durch Kleinkrebse (Zooplankton) haben unterschiedliche Auswirkungen auf das Nahrungsnetz des Sees. Während eine Gefährdung des Menschen durch das tiefe Vorkommen gering ist, können Renken, die dominante Fischart des Sees, durchaus betroffen sein. Dennoch ist *P. rubescens* als „normaler“ Bestandteil tiefer mesotropher Seen einzuschätzen.

Cyanobakterien sind als Primärproduzenten Bestandteil eines komplexen Nahrungsnetzes mit dem sie auf vielfältige Art und Weise verbunden sind. Als Sekundärkonsumenten ernährt sich in erster Linie das herbivore Zooplankton vom Phytoplankton weshalb der **Einfluss des Zooplanktons auf die Cyanobakterienentwicklung und umgekehrt** von besonderer Bedeutung ist. Der Beitrag stellt die Ergebnisse aus dem Forschungsvorhaben des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft (s.o.) im Bereich Zooplankton dar. Obwohl vor allem große Zooplanktonarten durchaus in der Lage sein können Cyanobakterienentwicklungen zu unterdrücken, wurde in den untersuchten Seen kein nennenswerter Einfluss gefunden. Dies war überwiegend auf einen hohen planktonfressenden Fischbestand zurückzuführen. In Form eines Ablaufschemas wurden die wichtigsten Bedingungen für eine Kontrolle der Cyanobakterien durch das Zooplankton zusammengefasst. Des Weiteren wird ein Überblick über mögliche Wechselwirkungen zwischen Zooplankton und Cyanobakterien gegeben.

Im letzten Beitrag zu den **Bedingungen und zur Steuerung der Toxinproduktion bei Cyanobakterien** wird ein detaillierter Einblick in den aktuellen Stand der Forschung gegeben. Nach der Darstellung der Toxine, deren Bildung und Wirkungsweise wird vor allem der Grund für die sehr unterschiedliche Toxizität von Cyanobakterienblüten ausgeführt. Hier spielen eine Vielzahl von Faktoren eine Rolle: Unterschiede bei den Arten und Gattungen, in der genetischen Ausstattung und Aktivität der verschiedenen Stämme und sogar in der Größenzusammensetzung der Kolonien. Dabei scheint der Anteil toxischer Genotypen im Freiland in den jeweiligen Gewässern erstaunlich stabil zu sein. Grundlegende Fragen zum „Sinn“ der Toxinproduktion werden ebenso behandelt die Induzierbarkeit der Toxinproduktion durch Umweltfaktoren.