

Forschungsbericht FZKA-BWPLUS

Häufigkeit, Ursachen, toxikologische Relevanz sowie Maßnahmen zur Abwehr und Reduzierung von Massenentwicklungen toxischer Cyanobakterien (Blaualgen) in Badegewässern zum Schutz von Badenden

H .U. Wolf, C. Frank
Universitätsklinikum Ulm
Abteilung Pharmakologie und Toxikologie

Förderkennzeichen: BWB 99003

Die Arbeiten des Programms Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung werden mit Mitteln des Landes Baden-Württemberg gefördert

Januar 2002

Inhaltsverzeichnis

1. ZUSAMMENFASSUNG.....	3
2. EINLEITUNG	5
3. PLANUNG UND ABLAUF DES VORHABENS.....	6
4. METHODEN.....	7
4.1 WASSERPROBEN.....	7
4.2 MICROCYSTINBESTIMMUNG	8
4.3 BERECHNUNG DER TROPHIE UND SCHICHTUNG	8
4.4 ALGEN	10
5. UNTERSUCHUNGSRAHMEN	10
6. ERGEBNISSE	11
6.1 VOR-ORT-PARAMETER.....	12
6.2 NÄHRSTOFFE UND CHLOROPHYLL-A	13
6.3 TROPHIE	15
6.3 ALGEN	17
6.3.1 <i>Cyanobakterien</i>	17
6.3.1.1 Aggregationen und Aufrahmungen bildende Arten.....	22
6.3.1.2 Gleichmäßig verteilte Arten	22
6.3.1.3 Stratifizierungs-Typen.....	22
6.3.1.4 Stickstofffixierende Arten	23
6.3.1.5 Kleine koloniebildende Arten	23
6.3.1.6 Benthische Arten	23
6.3.2 <i>Andere Algen</i>	23
6.4 TOXINE	25
7. DISKUSSION	28
8. VORAUSSICHTLICHER NUTZEN, PRAKTISCHE VERWERTBARKEIT DER ERGEBNISSE UND ERFAHRUNGEN.....	31
9. MAßNAHMENEMPFEHLUNGEN.....	32
11. LITERATUR.....	35
12. ANHÄNGE.....	42

1. Zusammenfassung

Es werden Ergebnisse einer Untersuchung zur Verbreitung von Cyanobakterien und Cyanobakterientoxinen in Gewässern in Baden-Württemberg vorgestellt. Spezies, die bekanntermaßen Toxine produzieren, sind *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Micro-cystis*, *Planktothrix* und *Limnothrix*.

Von 155 Gewässern wurden 397 Proben auf chemisch-physikalische Parameter, Nährstoffe (P+N) und Chlorophyll-a untersucht, davon 325 Proben auf das Vorhandensein von Cyanobakterien. In 55 % der untersuchten Gewässer spielen Cyanobakterien eine bedeutende Rolle. Ihr zeitliches Auftreten ist in einigen Gewässern nicht an die Jahreszeit gebunden. Bei den meisten Gewässern treten Dominanzbestände allerdings erst von Juli bis September auf. Dominanzbestände von Cyanobakterien treten auch unterhalb eines vom UBA (Umweltbundesamt) vorgeschlagenen Leitwertes von 40 µg/L Gesamtphosphat auf. Auch in diesen Gewässern wurden nach den Toxinanalysen Werte von 45 µg/L Microcystin gemessen. Der bisher höchste gemessene Wert beträgt 566 µg/L Microcystin. Damit muss während der ca. 5 Monate dauernden Badesaison mit gefährlichen Cyanobakterienentwicklungen gerechnet werden. Die Toxinbildung unterliegt einer Variabilität, die nicht proportional zum Gesamtphosphat und Chlorophyll-a-Gehalt ist. Daher ist im Rahmen von Untersuchungs- und Monitorprogrammen die direkte Toxinbestimmung unerlässlich. Die erhaltenen Toxinwerte sind dabei in Relation zu dem Chlorophyll-a-Gehalt oder vorzugsweise zum Biovolumen zu setzen.

Summary

Assessment of causes, frequency and toxicological significance of toxic cyanobacteria blooms in recreational waters. Development of measures to protect the general public.

Results of an investigation of distribution and frequency of cyanobacteria and cyanotoxins in freshwater lakes of Baden-Württemberg, South-West-Germany, are presented. Species known to produce toxins are *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Micro-cystis*, *Planktothrix* and *Limnothrix*.

In 1999 nutrients, dominant species, chlorophyll and toxins have been investigated. 155 water bodies, most of them with recreational use, were sampled, 76 of them fre-

quently. A total of 397 samples were analysed, 325 for cyanobacteria. 55 % of the monitored lakes displayed a reasonable amount of cyanobacteria. Dominance occurred throughout the vegetation period with a maximum of occurrence between July and September. Dominance was observed even below guide levels for total phosphorus (40 µg/L) as proposed by UBA (German environmental agency). Microcystin concentrations in these lakes were up to 45 µg/L. The highest microcystin value was 566 µg/L. Therefore, there is a risk of development of toxic cyanobacterial bloom during the bathing season. The amount and variability of the toxin concentrations is not proportional to total phosphorus and chlorophyll-a. Therefore, the monitoring of lakes should include the toxin analysis for safety reasons. The toxin values measured have to be related to the chlorophyll-a content or, preferably, to the biovolume.

2. Einleitung

Cyanobakterien der Arten und Gattungen *Microcystis spp.*, *Planktothrix agardhii* und *P. rubescens*, *Limnothrix redekei*, *Aphanizomenon f.a.* und *Anabaena spp.* bilden humantoxisch relevante Toxine, i. e. hepatotoxische **Microcystine** sowie neurotoxische **Anatoxine** und **Saxitoxine**, die in der Vergangenheit zu Vergiftungen und Todesfällen geführt haben (Carmichael & Falconer 1993, Falconer 1993, Kuiper-Goodmann 1997, Pouria et al. 1998).

Die toxische Wirkung der Microcystine beruht einerseits auf einer Hemmung von Proteinphosphatasen, was über die Hyperphosphorylierung von Proteinen des Cytoskeletts Apoptose auslöst und den Zellverbund bei Hepatocyten auflöst (McDermott et al. 1998; Carmichael 1994). Zusätzlich werden Effekte der Tumorpromotion beobachtet (Falconer 1999; Humpage & Falconer 1999). Bei akuten Vergiftungen mit Microcystinen (Pouria et al. 1998) treten auch neurotoxische Wirkungen auf, Tinnitus, Taubheit, Blindheit.

Die neurotoxische Wirkung der Anatoxine und Saxitoxine ist bei Carmichael (1994) beschrieben. Über die Hemmung der Acetylcholinesterase bzw. Blockade des Natriumkanals kommt es zu einer neuromuskulären Blockade bis zum Tod durch Atemstillstand (Fawell et al. 1999).

Die häufigsten Cyanobakterientoxine sind **Microcystine**, die in den meisten Cyanobakterienpopulationen gebildet werden und durch kovalente Bindung an die Proteinphosphatasen vorzugsweise Leberzellen, in geringerem Maße auch Dünndarm-Epithelien schädigen. Dabei zeigen sie eine ausgeprägt kumulative Wirkung. Eine akute toxische Wirkung gegenüber Menschen ist beim Verschlucken von 20 - 100 ml stark mit Cyanobakterien belasteten Wasser möglich. Modellrechnungen belegen, dass 50 - 500 ml einer solchen Cyanobakterien-Suspension für ein Kind von 20 kg Körpermasse eine letale Dosis darstellen können (Bundesgesundhbl. 7/97).

Zum Schutz von Badenden vor Cyanobakterientoxinen wurde im Bundesgesundheitsblatt im Juni 1992 eine erste Empfehlung veröffentlicht, zu der in Heft 8 (1992) Hintergrundinformationen publiziert wurden (Chorus et al. 1992). Inzwischen verdeutlichen die Ergebnisse neuerer Untersuchungen, dass die Toxingehalte der Cyanobakterien in 20 % der Proben mit 1-6 mg pro g Trockengewicht sehr hoch lagen. Dies

fürhte zu einer Empfehlung zum Schutz von Badenden vor Cyanobakterientoxine (Bundesgesundheitsblatt 7/1997), die auch in Baden-Württemberg weitere Untersuchungen notwendig machten. Bereits ab 1997 wurden von unserem Labor (Laboratorium für angewandte Biologie und Ökologie Ulm) Untersuchungen für einzelne Gesundheitsämter durchgeführt.

Voruntersuchungen in den Jahren 1995 und 1997 in Baden-Württemberg (Fastner 1997, Güde 1997) erbrachten für einzelne Gewässer Microcystingehalte von bis zu 150 µg/g Trockengewicht. Diese Untersuchungen und die Kenntnis der Nährstoffbelastung der Gewässer führten 1998 zur Antragstellung beim Programm BWPLUS. Auf Grund vorliegender Daten und in Abstimmung mit der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg wurden Gewässer für die vorliegende Studie ausgewählt.

Ziel der Untersuchungen war es, Verbreitung, Häufigkeit und Artenspektrum der Cyanobakterien in Baden-Württemberg zu erfassen, Microcystine bei Dominanzbeständen und vergleichsweise bei unauffälligen Gewässern zu bestimmen sowie diese Daten mit der Vorgabe des UBA zu vergleichen und zu einer Abschätzung des Risikos durch Cyanobakterientoxine für Badende zu gelangen.

3. Planung und Ablauf des Vorhabens

Das Vorhaben wurde für die Zeit vom 01.03.1999 bis zum 14.04.2000 bewilligt.

Im Vorfeld der eigentlichen Untersuchungen mit Probenahmen wurde aus Literaturdaten, Befragung der Gesundheitsämter und der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg eine Liste zu untersuchender Seen zusammengestellt (Anhang Tabelle 1). Sie war Planungsgrundlage für die Beprobungshäufigkeit. Im Ostalbkreis wurden bereits 1997 Gewässer von uns untersucht und dominante Cyanobakterientwicklungen festgestellt. Im Rahmen einer Diplomarbeit wurden hier vertiefte Untersuchungen durchgeführt.

Von April bis September 1999 wurden während der Badesaison die Freilanduntersuchungen durchgeführt. Die Proben wurden bis auf wenige Ausnahmen von uns selbst entnommen und bearbeitet.

Erste Ergebnisse wurden auf der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL) im Herbst 1999 vorgestellt (Frank et al. 2000a).

Die Auswertungsphase der vorliegenden Ergebnisse wurde durch einen Großbrand im benachbarten Institut für Organische Chemie am 29./30. Nov. 1999 stark beeinträchtigt. Geräte, Unterlagen und Räume konnten über 3 Monate lang nicht oder nur mangelhaft benutzt werden. Dank der freundlichen Unterstützung der projektfördernden Stelle, des Forschungszentrums Karlsruhe, und der Kolleg(inn)en im Institut für Wasser, Boden, Lufthygiene Berlin, konnte das Projekt im wesentlichen im Frühjahr 2000 beendet werden.

Weitere Ergebnisse wurden auf der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Experimentelle Pharmakologie und Toxikologie in Mainz (Frank et al. 2000b), dem Statusseminar BWPLUS 2000 und der Jahrestagung der DGL im Herbst 2000 vorgestellt (Frank & Wolf 2000). Im Februar 2001 erfolgte eine Präsentation der toxikologischen Risikoabschätzung auf der WaBoLu-Tagung in Bad-Elster und der Untersuchungsergebnisse auf dem XXVIII S.I.L. Kongress in Melbourne (Frank & Wolf 2001) sowie beim Besuch führender Laboratorien auf dem Gebiet der Cyanobakterienforschung in Australien (DFG-Stipendium).

4. Methoden

4.1 Wasserproben

Die Wasserproben wurden sowohl in der Ufer- als auch in der Freiwasserzone entnommen. Dabei wurden vor Ort Sichttiefe, Wassertemperatur, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und pH-Wert gemessen (Tabelle 1). Die Proben wurden entweder mit dem Wasserschöpfer oder direkt mit der Probenflasche entnommen.

Tabelle 1: Messparameter, Geräte und Nachweismethoden

Parameter	Gerät/Methode
Wassertemperatur Leitfähigkeit	Pt-Sonde am Leitfähigkeitsmessgerät FA.WTW LF 191
Sauerstoff	Oximeter Oxi 191 der Fa. WTW mit Sauerstoffelektrode EOT 196
pH-Wert	pH-Meter der Fa. WTW mit Einstabmesskette
Sichttiefe	Secchischeibe (Ø 25 cm)

Ammonium-N	DIN 38 406 E5
Nitrat-N	DIN 38 405 D9
SRP (gelöster P)	DIN 38 405 D11-1
Gesamt-P	DIN 38 405 D11-4
Chlorophyll a	DIN 38 412 L16

Die Wasserproben wurden gekühlt transportiert und die Nährstoffe nach DIN bzw. DEV analysiert. Ein Teil der Proben wurde für die Chlorophyll- und Microcystinbestimmung filtriert, wobei die Filter bis zur Analyse bei < -20 °C tiefgefroren aufbewahrt wurden. Der Aufschluss der Proben für die Microcystinbestimmung erfolgte nach Fastner (1999) mit mehreren Tau-Gefrierzyklen und anschließender Extraktion mit Methanol.

Zusätzlich wurde das molare N/P-Verhältnis (Nitrat-N + Ammonium-N / Gesamt-Phosphat-P) berechnet, um Informationen für den limitierenden Nährstofffaktor im Gewässer zu erhalten.

4.2 Microcystinbestimmung

Die Bestimmung der Microcystine erfolgte:

1. mit dem ELISA-Kit der Fa. Coring-Systems, Bestimmungsbereich 0,2-4,0 µg/L (Codd et al. 1997),
2. mit HPLC nach Lawton (1994)
3. mit dem Protein-Phosphatase 1 - Hemmtest (PP1-H) (Wirsing et al. 1999).

Inzwischen ist eine neue Extraktions-Methode getestet worden (Metcalf und Codd, 2000), die sich durch geringe Kosten und einfache Handhabung auszeichnet. Es wird lediglich ein Mikrowellenofen und ein Wasserbad benötigt. Organische Lösungsmittel, die z.B. mit dem PP1-Hemmtest interferieren, werden nicht benötigt.

4.3 Berechnung der Trophie und Schichtung

Die Charakterisierung der Trophie erfolgt nach der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 1998). Für die Klassifikation nach Gesamt-Phosphat-P, Chlorophyll a und Sichttiefe wurden je nach Größe und Tiefengradient der einzelnen Gewässer Einzel-

indizes berechnet. Aus den Einzelindizes wurde mit dem Wichtungsfaktor ein Gesamtindex nach der folgenden allgemeinen Formel errechnet:

$$I_{\text{Ges}} = \frac{(I_{\text{GP-FVZ}} \cdot Wf_{\text{GP-FVZ}}) + (I_{\text{GP-SM}} \cdot Wf_{\text{GP-SM}}) + (I_{\text{Chla}} \cdot Wf_{\text{Chla}}) + (I_{\text{ST}} \cdot Wf_{\text{ST}})}{\sum Wf}$$

I_{Ges} - Gesamtindex

$I_{\text{GP-FVZ}}$ - Index für Gesamtphosphor zur Frühjahrsvollzirkulation

$I_{\text{GP-SM}}$ - Index für Gesamtphosphor als epilimnisches Sommermittel

I_{Chla} - Index für Chlorophyll a als epilimnisches Sommermittel

I_{ST} - Index für Sichttiefe als Sommermittel

Wf - Wichtungsfaktor (Chlorophyll-a = 10, ST = 7, Gesamt-P = 5)

Soweit Werte vor dem Klarwasserstadium vorlagen, wurden diese für den GP-Wert zur Frühjahrszirkulation herangezogen, ansonsten wurde nur mit drei Faktoren gerechnet. Sie ergaben für die vorliegende Untersuchung nur Abweichungen von 0,1-0,3 Einheiten.

Für die Berechnung der euphotischen Zone wurde die Sichttiefe [m] multipliziert mit 2,5 nach Chorus (1999).

Die Zuordnung des errechneten Gesamtindex zur Trophiestufe ist in Tabelle 2 dargestellt. Es werden sieben verschiedene Trophiestufen unterschieden.

Tabelle 2: Trophieindex und trophischer Zustand (LAWA, 1998)

Index	trophischer Zustand
0,5 - 1,5	oligotroph o
>1,5 - 2,5	mesotroph m
>2,5 - 3,0	eutroph e1
>3,0 - 3,5	eutroph e2
>3,5 - 4,0	polytroph p1
>4,0 - 4,5	polytroph p2
>4,5	hypertroph

4.4 Algen

Für die Untersuchung der Algenabundanz und -vielfalt wurden dieselben Wasserproben, wie für die chemischen Analysen, verwendet. So konnte eine direkte Beziehung zwischen Nährstoffen und Vorkommen der Algen gezogen werden.

Das Sedimentvolumen der 10, 25, 50 und 100 ccm Utermöhl-Kammern wurde entsprechend der geschätzten Algendichte ausgewählt. Je höher die Dichte, desto geringer wurde das Sedimentvolumen der Kammer gewählt. Die Algen wurden nach mindestens 6 Stunden Sedimentationszeit bestimmt. Die Abundanz der Algen wurde in Häufigkeitsklassen (dominant, subdominant, + = Vorkommen) geschätzt, die verschiedenen Arten/Gattungen mittels entsprechender Literatur (Komarek & Anagnostidis, 1999, Streble & Krauter, 1988, Huber-Pestalozzi, 1975) bestimmt.

5. Untersuchungsrahmen

Bei über 2000 stehenden Gewässern in Baden-Württemberg war es schwierig, eine Auswahl zu treffen. Kriterien für die Auswahl der zu untersuchenden Gewässer waren die in der Empfehlung des Bundesgesundheitsamt genannten Werte für Gesamt-Phosphor (GP) und Chlorophyll-a (Chl-a.) der Warnstufe 2. Gewässer unterhalb der Warnstufe wurden nur beprobt, wenn Meldungen über Algenblüten vorlagen.

Warnstufe 1:

Gesamt-P. > 0,04 mg/L P; Chlorophyll a > 0,04

Warnstufe 2

Gesamt-P. > 0,04 mg/L P; Chlorophyll a > 0,15

Eine Hochrechnung der Arbeitskapazität ergab eine Bearbeitungsmöglichkeit von ca. 80 Gewässern je Monat während der Badesaison. Aufgrund vorliegender Daten aus der Literatur (LfU, 1994, 1996; Frank, 1995; Güde, 1998) und dem Verzeichnis der Badegewässer Baden-Württembergs von 1998 (Hrsg. Sozialministerium Baden-Württemberg) und eigenen Untersuchungen wurde eine Liste von Seen zusammengestellt.

Die von August bis in den September andauernde Schönwetterperiode in 1999 veranlasste uns zu einer zusätzlichen Probenkampagne durch Anfrage bei den Gesundheitsämtern. Auf diese Weise kamen zusätzlich nochmals etwa 60 weitere Gewässer zur Untersuchung.

6. Ergebnisse

Im Rahmen dieses Vorhabens wurden insgesamt 155 Gewässer, überwiegend Badegewässer, in Baden-Württemberg untersucht. Davon wurden 76 mehrmals während der Badesaison von Mai bis September beprobt, die übrigen 79 Gewässer nur ein- bis zweimal. Die Beprobung dieser Gewässer wurde wegen geringer Gesamt-Phosphorgehalte eingestellt oder es handelte sich um solche Seen, die von den Gesundheitsämtern auf unsere Anfrage hin zum Ende der Badesaison geprobt wurden. 40,7 % der Gewässer sind Baggerseen, je 20,4 % Weiher und Staubecken (Hochwasserrückhaltebecken) und 18,5 % natürliche Seen. Die geographischen Schwerpunkte liegen in Nordwürttemberg, Oberschwaben und Schwäbischen Allgäu sowie im Oberrheingebiet. Die Probenahme erfolgte in Ufernähe oder Stegen an den Badestellen.

Es wurden 397 Proben aus 155 Gewässern untersucht. Bereits am Gewässer wurden Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt, Leitfähigkeit, pH-Wert und Sichttiefe, im Labor Ammonium, Nitrat, Phosphat und Chlorophyll-a bestimmt. 325 Proben wurden

auf das Vorhandensein von Cyanobakterien untersucht (Anhang 1, 2). Insgesamt wurden etwa 5600 Messdaten gewonnen.

Im Rahmen einer Diplomarbeit (Baumann 2000) wurden 6 Gewässer intensiver untersucht und auch Tiefenprofile erstellt.

Die Proben wurden hinsichtlich der UBA-Überwachungskriterien (Bundesgesundheitsblatt 7/97) zur Bewertung des Cyanobakterienrisikos und bezüglich der Häufigkeit und Dominanz des Auftretens von Cyanobakterien geprüft. Darüber hinaus wurden Untersuchungen auf "Cyanotoxine", in diesem Fall Microcystine, durchgeführt.

6.1 Vor-Ort-Parameter

Bereits Ende Mai erreichten die oberflächlichen Wassertemperaturen 20 °C. Im Untersuchungszeitraum wurden die höchsten Wassertemperaturen mit 26,4 °C Anfang August gemessen. In dieser anhaltenden Schönwetterperiode äußerten sich die jeweiligen trophischen Zustände der einzelnen Gewässer mit Sauerstoffsättigungsindizes über 200 % (16 Seen, Anhang 3), in einem See sogar bis 460 %.

Der pH-Wert stieg in solchen Gewässern meist über pH 9,0 an.

Diese als Beispiele aufgeführten Werte für Sauerstoff und pH zeigen das Eutrophierungspotential auf und geben Hinweise auf das Vorkommen von Cyanobakterien.

Nach neueren Ergebnissen (Jähnichen et al., 2001), wird die Microcystin-Produktion ab einem pH-Wert von 8,2-8,4 "eingeschaltet", einem pH-Wert, bei dem die Konzentration von gelöstem CO₂ gegen Null geht und die HCO₃-Konzentration abnimmt und der CCM (carbon-concentrating mechanism) wirksam wird (Jähnichen et al., 2001).

Mit Werten über pH 9,0 ist der Grenzwert der EG Baderichtlinie (EG 76/160) überschritten. Bei gleichzeitigem Auftreten von Cyanobakterien werden unter solchen Konstellationen entzündliche und allergische Reaktionen begünstigt.

Die Leitfähigkeit spiegelt den geologischen Untergrund des jeweiligen Wassereinzugsgebietes wieder (LfU 1998, Tab. 3).

Moorige und durch Granit oder Basalte geprägte Einzugsgebiete weisen niedrige, durch Kalk und Gips geprägte weisen dagegen höhere Leitfähigkeitswerte auf, wie es besonders entlang des Oberrheingrabens deutlich wird.

Tabelle 3: Beispiele für regionale Leitfähigkeitsunterschiede ($\mu\text{S}/\text{cm}$), RV = Landkreis (Lkrs) Ravensburg, FR = Lkrs Freiburg, RA = Lkrs Rastatt, TBB = Lkrs Tauberbischofsheim.

Gewässer	Leitfähigkeit	Datum
354 Häckler Weiher, moorig (RV)	58	17.08. 99
123 Flückinger See (FR)	277	09.08. 99
96 Ferienparadies Adam(RA)	378	09.08. 99
48-2 Münstersee (TBB)	588	05.08. 99
303 Alter Weiher (RV)	625	17.08. 99

6.2 Nährstoffe und Chlorophyll-a

Die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor liegen in einer breiten Spanne von mesotroph bis hypertroph vor. Ammonium-Stickstoff ist in der Regel nur in geringen Konzentrationen zu finden. In Algenaufrahmungen erreichten die Gesamtposphorkonzentrationen Werte bis zu 2,0 mg/, Chlorophyll-a Werte bis zu 6,0 mg/L.

Die bereits in den Vor-Ort-Parametern festgestellten Unterschiede zwischen den Gewässern in den unterschiedlichen Regionen zeigten sich auch in den bestimmten Nährstoff- und Chlorophyll-a-Konzentrationen (Anhang 4).

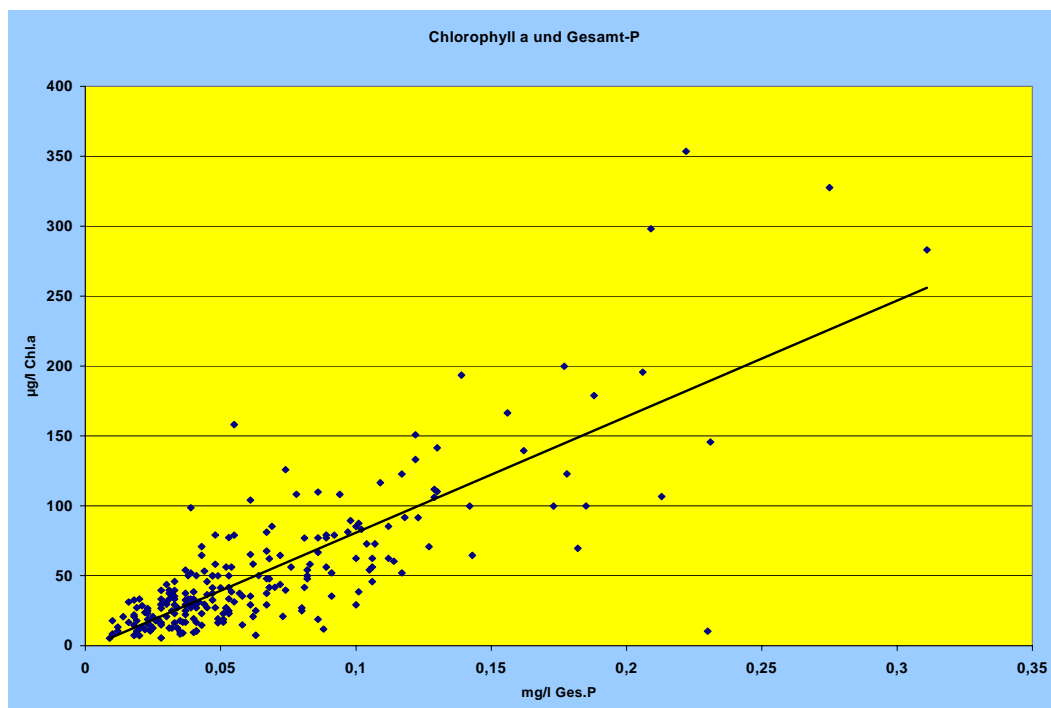
Die in der Oberrheingegend gelegenen Baggerseen weisen überwiegend Gesamt-Phosphat-Konzentrationen unterhalb des UBA-Leitwertes (40 $\mu\text{g}/\text{L}$ P) auf. Auch die Chlorophyll-Konzentrationen liegen hier für die meisten Seen unter dem UBA-Leitwert von 40 $\mu\text{g}/\text{L}$. Massenentwicklungen von Cyanobakterien wurden hier nur am Waltershofer See (Nr.124a) und Silbersee (Nr. 126) beobachtet.

Die Weiher und meist natürlichen Seen im Raum Bodensee/Oberschwaben weisen einen beträchtlichen Anteil Gesamt-Phosphat-Konzentrationen über dem UBA Leitwert von 40 $\mu\text{g}/\text{L}$ auf. Auch die Chlorophyll-Konzentrationen erreichen im Hochsommer vielfach Werte über dem UBA Leitwert von 40 $\mu\text{g}/\text{L}$.

In Nordwürttemberg dominieren Staubecken, hier liegen die Gesamt-Phosphat-Konzentrationen z.T. weit über dem Leitwert (bis 370 $\mu\text{g}/\text{L}$ P). Die Chlorophyllwerte erreichen 290 $\mu\text{g}/\text{L}$ Chl-a, Konzentrationen, die über der Warnstufe 2 der UBA-

Empfehlung liegen. Vergleicht man die untersuchten Gewässer auf der Basis des zugehörigen Naturraums, so zeigen sich deutliche Unterschiede, die besonders deutlich bei Gesamt-P hervortreten (Anhang 4). Die Hochwasserrückhaltebecken in Nord-Baden-Württemberg weisen hier die höchsten Werte auf.

Abbildung 1: Beziehung zwischen Gesamt-P und Chlorophyll-a der untersuchten Gewässer (Ausreisser bereinigt), $r^2 = 0,803$.



Für die untersuchten Seen ergibt sich eine lineare Beziehung zwischen Gesamt-P und Chlorophyll, $r^2 = 0,803$ (Abb. 1). Je $\mu\text{g/L}$ Gesamt-P kann die gleiche Menge Chlorophyll-a gebildet werden. Durch die Eigenschaft der Cyanobakterien, Phosphor zu speichern, kann es hier zu Abweichungen kommen.

Stickstoff war in der Regel bei Dominanzbeständen von Cyanobakterien oder subdominanten Auftreten der Minimumfaktor (N/P-Verhältnis < 8) und begünstigte dadurch stickstofffixierende Arten wie Anabaena und Aphanizomenon. Dies ist deutlich in den Werten des N/P-Verhältnisses bei Kreißbach See (Nr. 58), Orotsee (Nr. 65), Waltershofer See (Nr. 124a), Gr. Ursee, Metzisweiler Weiher (Nr. 313) und Neura-vensburger Weiher (Nr. 342) zusehen (Anhang 2).

Das Algenwachstum ist von verfügbaren Nährstoffen und Licht abhängig. Neben der Begrenzung durch verfügbaren Phosphor stellt sich weiterhin die Frage nach Be-

grenzung und Kontrolle der Biomasse durch Lichtlimitation. Die maximale Biomasse die erreicht werden kann, ist größer in Seen mit einer geringen Durchmischungstiefe als in tief durchmischten Seen (Reynolds 1997; aus Chorus und Bartram 1999). Für die hier untersuchten Gewässer bedeutet dies in der Regel eine Wachstumslimitierung durch Phosphor oder Stickstoff, da der Großteil der Seen Flachseen und/oder ungeschichtete Seen sind.

6.3 Trophie

Nach LAWA (1998) ist das Trophiesystem zwar zur Klassifikation, nicht aber als ökologisch begründetes Bewertungssystem geeignet. Die Bewertung erfolgt in Übereinstimmung mit der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie (2000/60/EG) auf Grund des Vergleichs des derzeitigen trophischen Istzustandes mit der gewässerspezifischen zu definierenden trophischen Situation (Referenzzustand), in der sich das Gewässer in einem unbelasteten, naturnahen Zustand befinden würde. Maßstab der Bewertung ist die Abweichung beider Zustände voneinander. Der Bewertungsansatz ist nicht nutzungsbezogen, sondern ausschließlich ökologisch begründet.

In der vorliegenden Arbeit war es möglich den Istzustand von 145 Gewässern zu berechnen. Für die Bestimmung des Referenzzustandes sind Daten zur Größe des Einzugsgebietes, Art der Flächennutzungen, Seevolumen, Zu- und Abfluss sowie daraus abgeleitete Größen notwendig, die vom Zeitumfang her nicht oder nur teilweise erhoben werden konnten. Für 20 Seen in Oberschwaben konnte auf Bestimmungen des Referenzzustandes im Rahmen des "Sanierungsprogramms Oberschwäbische Seen" zurückgegriffen werden (Güde, 1998).

Die Zustände hochpolytroph (p2) und hypertroph kommen unter naturnahen Bedingungen nicht vor. An diesen Gewässern (n=15, 10 % der untersuchten Seen) ist zu prüfen, ob mit einem vertretbarem finanziellen Aufwand durchführbare Sanierungsmaßnahmen Aussicht auf Erfolg haben, da es sich zum Teil um gestaute Fließgewässer handelt, für die nur schwer oder kein Referenzzustand ermittelt werden kann.

Tabelle 4: Häufigkeit verschiedener Trophiestufen (Prozent) der untersuchten Gewässer verschiedener Untersuchungsregionen nach LAWA (1998), AA = Ost-Alb-Kreis, ALB = Alb-Donau-Kreis, BC = Biberach, EM = LDK Emmendingen, ES = LDK Esslingen, FN = Bodenseekreis, FR = LDK Breisgau-Hochschwarzwald + Stadtkreis Freiburg, KN = LDK Konstanz, KÜN = Hohenlohe-Kreis, ORT = Ortenaukreis, RA = LDK Rastatt, RV = LDK Ravensburg, SHA = LDK Schwäbisch Hall, SIG = LDK Sigmaringen, TBB = Tauberbischofsheim, TÜ = LDK Tübingen, WN = Rems-Murr-Kreis.

Region/Trophie	mesotroph	eutroph e1	eutroph e2	polytroph p1	polytroph p2	hypertroph
AA			4	5	1	1
ALB			1	1		
BC	2	14	9	1	2	
EM	2	4	4	1		
ES			3			
FN		3	1	1		
FR	5	3	1			
KN		2				
KÜN			3	3	3	
ORT	4	5	4			
RA			2			
RV	1	5	13	8	3	
SHA				1		1
SIG	3	1		1		
TBB			1	2	2	
TÜ		2				
WN		1	1	2	1	1
Summe 145	17 (11,7)	40 (27,6)	47 (32,4)	26 (17,9)	12 (8,3)	3 (2,1)

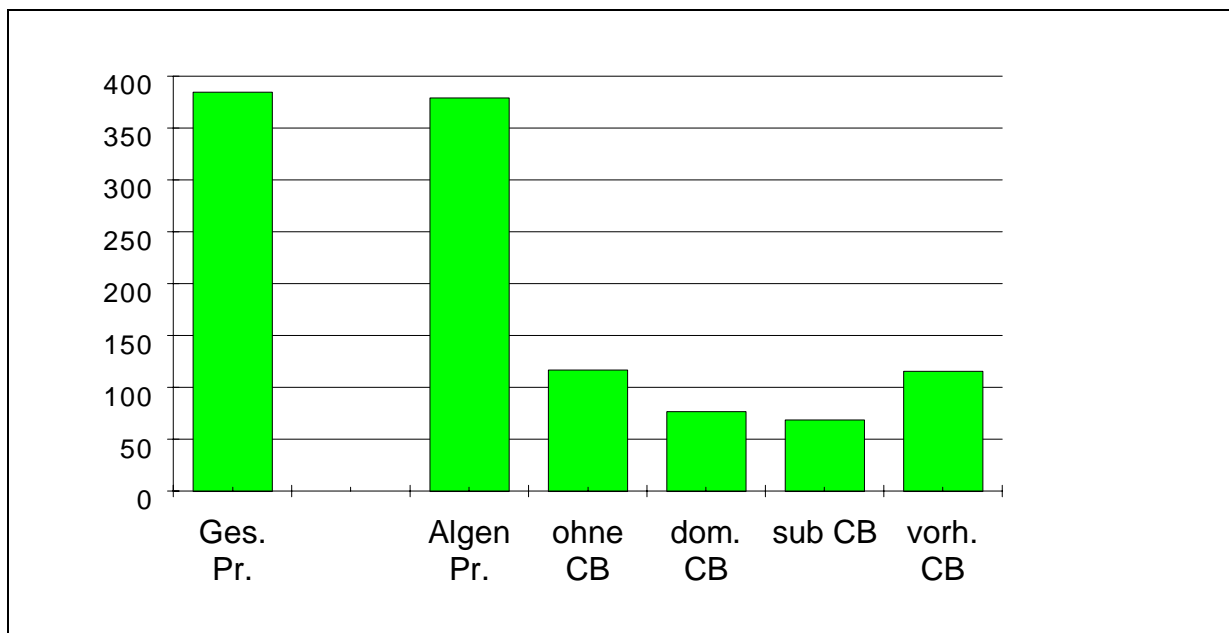
Ein Teil der Seen in Oberschwaben zeigte, verglichen mit den Daten von Güde (1998), unverändert große Abweichungen vom Referenzzustand auf (z.B. Badsee (Nr. 326), Obersee (Nr. 329), Karsee (Nr. 340), Bibersee (Nr. 352), Federsee, Gr. Ursee, Muttelsee). Ein Teil dieser Seen ist durch einen hocheutrophen Zustand gekennzeichnet (e2). Seen dieser Trophiestufe waren in der Untersuchung am häufigsten vertreten (32,4 %). Für diese Seen ist vorrangig die Notwendigkeit von Sanierungsmaßnahmen zu prüfen und gegebenenfalls zu intensivieren.

6.3 Algen

6.3.1 Cyanobakterien

In 262 Proben (69,1 % der Gesamtzahl) konnten Cyanobakterien nachgewiesen werden. Davon wiesen 77 Proben (20,3 %) Dominanzbestände von potentiell toxinbildenden Cyanobakterien auf, 69 Proben (18,2 %) subdominante Cyanobakterienbestände. In 117 Proben (30,9 %) wurden keine Cyanobakterien gefunden (Abb. 2).

Abbildung 2: Häufigkeit von Cyanobakterien(CB) in den untersuchten Proben (Pr.)
dom = dominant, sub = subdominant, vorh. = vorhanden.



Bezogen auf die untersuchten Gewässer wurden in 100 Gewässern Cyanobakterien nachgewiesen, dominant in 47, subdominant in 21 und in 33 vorhanden. In 23 Gewässern wurden keine Cyanobakterien nachgewiesen, davon in vier mehrfach beprobten Gewässern. In 31 Gewässern konnten immer Cyanobakterien nachgewiesen werden.

Cyanobakterien dominierte Proben lagen gemessen am Leitwert für Chlorophyll-a (40 µg/L), zu 80 % von 117 Proben über diesem Leitwert und 70 % von 18 Proben

über dem zweiten Richtwert von 150 µg/L Chl-a (Tab. 5). Für einen wesentlichen Anteil der untersuchten Gewässer bestehen somit toxikologisch bedenkliche Zustände.

Tabelle 5: Cyanobakteriendominanz bei Leitwertüberschreitung für Chl-a

Leitwert I: 40 µg/L, Leitwert II: 150 µg/L

Leitwert I	Anzahl	Prozent
dominant	28	26,2
subdominant	23	21,5
Cyanobakterien vorhanden	37	34,6
keine	19	17,8
Summe	107	100

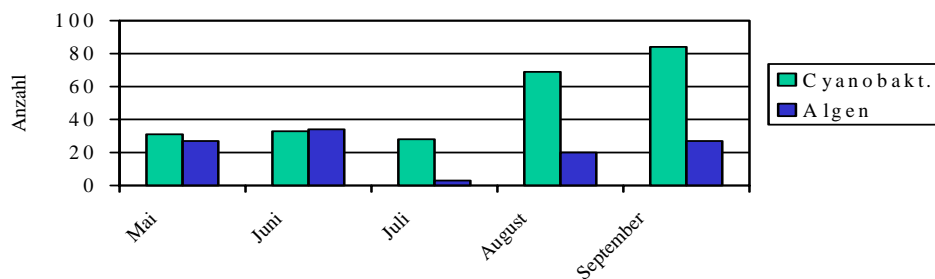
Leitwert II	Anzahl	Prozent
dominant	9	50
subdominant	1	5,6
vorhanden	5	27,8
keine	3	16,7
Summe	18	100

Auch bei Unterschreitung des Leitwertes für Chlorophyll-a und damit für Gesamt-P wiesen über 25 % der untersuchten Proben dominante oder subdominante Cyanobakterienpopulationen auf (Tab. 6).

Tabelle 6: Cyanobakteriendominanz bei Leitwertunterschreitung für Chlorophyll-a

Chl-a unterhalb Leitwert I	Anzahl	Prozent
dominant	16	11,3
subdominant	20	14,1
vorhanden	55	38,7
keine	51	35,9
Summe	142	100

Im Untersuchungszeitraum 1999 wurden Cyanobakterien überwiegend in den Monaten August und September beobachtet (Abb. 3). In dieser Zeit liegen die Schulferien von Baden-Württemberg. Damit ist gerade in der Zeit intensiver Gewässernutzung ein erhöhtes Gefahrenpotenzial durch Cyanobakterientoxine gegeben (s. a. Tab. 6).

Abbildung 3: Jahreszeitliche Häufigkeit von Cyanobakterien

Von den untersuchten Taxa der Cyanobakterien wurde die Gattung *Microcystis* am häufigsten gefunden (Tab. 7). Diese Gattung bildet während der Sommermonate auch überwiegend die "Wasserblüten". Sie ist in den Proben mit dominanten Cyanobakterien zu 43 % vertreten (Tab. 8). Die nächsthäufigen Gattungen **Planktothrix** und *Limnothrix* sind in den untersuchten Proben mit 13,3 und 12,0 % vertreten.

Tabelle 7: Häufigkeit des Auftretens verschiedener Cyanobakterientaxa in den untersuchten Proben

Art	Anzahl	Prozent
Microcystis	99	29,5
Planktothrix	63	18,8
Limnothrix	43	12,8
Anabaena	59	17,6
Aphanizomenon	26	7,7
Aphanocapsa/-thece spp.	22	6,5
Microcystis firma	14	4,2
andere	10	3,0

Tabelle 8: Häufigkeit des Auftretens verschiedener dominanter Cyanobakterientaxa in den untersuchten Proben

Art	Anzahl	Prozent
Microcystis spp.	35	42,2
Microcystis firma	6	7,2
Planktothrix spp.	11	13,3
Anabaena spp.	6	7,2
Limnothrix spp.	10	12,0
Aphanizomenon spp.	2	2,4
Aphanocapsa, - thece spp.	13	15,7
Summe	83	100,0

Betrachtet man die Verteilung dominanter Cyanobakterien auf regionaler Ebene, (Tab. 9) so zeigt sich, dass die Landkreise Ravensburg, Biberach, Ostalbkreis und Hohenlohe-Kreis sowie einzelne Gewässer im Stadtkreis Freiburg besonders betroffen sind. Eine Liste mit 40 Gewässern, die durch hohe Gesamt-P und Chlorophyll-a Werte sowie eine Dominanz von Cyanobakterien aufgefallen sind, ist im Anhang 7 aufgeführt. Mit 26 % ist es ein wesentlicher Anteil der 155 untersuchten Seen. An diesen Gewässern ist weiterhin die Entwicklung von Cyanobakterien zu beobachten.

Cyanobakterien haben eine hohe Nährstoffaffinität, die ihnen einen Konkurrenzvorteil gegenüber anderen Algen gibt. Sie können für 2 bis 4 Zellteilungen Phosphor speichern, was einer Zunahme der Biomasse um das 4- bis 32-Fache entspricht. Hohe

Nährstoffkonzentrationen begünstigen auch indirekt Cyanobakterien durch eine hohe "carrying capacity" für Phytoplankton. Eine hohe Phytoplanktondichte wiederum führt zu erhöhter Trübung und geringer Lichtverfügbarkeit. Dies sind dann Bedingungen, unter denen Cyanobakterien am besten wachsen.

Tabelle 9: Dominante (subdominante) Cyanobakterien in Proben verschiedener Untersuchungsregionen, AA = Ost-Alb-Kreis, ALB = Alb-Donau-Kreis, BC = Biberach, EM = LDK Emmendingen, ES = LDK Esslingen, FN = Bodenseekreis, FR = LDK Breisgau-Hochschwarzwald + Stadtkreis Freiburg, KN = LDK Konstanz, KÜN = Hohenlohe-Kreis, ORT = Ortenaukreis, RA = LDK Rastatt, RV = LDK Ravensburg, SHA = LDK Schwäbisch Hall, SIG = LDK Sigmaringen, TBB = Tauberbischofsheim, TÜ = LDK Tübingen, WN = Rems-Murr-Kreis. Mi. ae. = *Microcystis aeruginosa*, Mi.firma = *Microcystis firma*, Mi.w. = *Microcystis wesenbergii*, Ana = *Anabaena spp.*, Aon. = *Aphanizomenon spp.*, PL = *Planktothrix spp.*, Li = *Limnothrix*, Apha = *Aphanotece spp.* .

Region/Arten	Mi. ae.	Mi. firma	Mi. w.	Ana	Aon.	PL	Li	Apha
AA	3 (4)	3 (1)		2 (4)	(3)	1 (4)	5	1 (2)
ALB						(1)		
BC	7 (3)	(1)		(3)	(1)	(2)	(2)	(3)
EM	(2)			(1)	(2)	(2)	(2)	(1)
ES	2 (1)							
FN	2 (2)			1 (1)	(1)	(3)	(4)	
FR	5 (2)			(1)		(1)		
KN	1 (2)					(3)		
KÜN	1 (3)					1 (2)	(3)	1
ORT	(1)							
RA							(2)	
RV	9 (15)	(2)	(1)	2 (20)	1 (1)	8 (9)	4 (4)	2 (2)
SHA						1		1
SIG	4 (3)	1		(1)		1 (2)	(1)	2 (1)
TBB		1 (2)			(1)	(2)		(1)
TÜ				1(1)	1 (1)			
WN	1 (1)	1						
Summe	35 (40)	6 (7)	(1)	6 (35)	2 (10)	11 (31)	10 (18)	13 (10)

Die nachgewiesenen Cyanobakterienarten zeichnen sich durch unterschiedliche ökologische Ansprüche aus. Die Kenntnis der verschiedenen "Ökostrategien" kann eine wichtige Hilfe beim Management solcher Gewässer sein, da sie hilft, Vorhersagen über die zu erwartenden Arten zu machen.

Es lassen sich die folgenden Typen unterscheiden (Chorus und Bartram, 1999):

6.3.1.1 Aggregationen und Aufrahmungen bildende Arten

Microcystis, *Anabaena*, *Aphanizomenon* (Microcystin- und Neurotoxin-bildend). Sie können durch die Bildung von Kohlenhydraten als Ballast und Gasvesikeln als Auftriebskörper ihre vertikale Position in der Wassersäule bestimmen (Utkilen et al., 1985). Daher darf das Epilimnion nicht zu turbulent sein. Ebenfalls sollte die euphotische Zone (Z_{eu}) klein sein im Vergleich zur Durchmischungstiefe (Z_m) ($Z_{eu} < Z_m$). *Microcystis* reagiert weniger sensitiv auf hohe Lichtintensitäten, da sie in entsprechende Bereiche des Wasserkörpers absinken kann. Daher findet man diese Art weitverbreitet und nicht nur in Gewässern mit hohem trophischen Niveau, sondern auch in meso-, eu- und hypertrophen Gewässern.

6.3.1.2 Gleichmäßig verteilte Arten

Lichtempfindliche, filamentöse Arten: *Planktothrix agardhii* (Microcystin bildend) und *Limnothrix redekei*. Diese Arten sind lichtempfindlich und bilden keine Kolonien. In flachen eutrophen bis hypertrophen Gewässern bilden sie dichte "Blüten", die eine starke Selbstbeschattung produzieren und damit effektiv das Wachstum anderer Algenarten unterdrücken. Sie bilden oft über Jahre hinaus stabile Populationen, die Restaurationsbemühungen verzögern (resilience). Beispiele dafür sind der Gr. Ursee.

6.3.1.3 Stratifizierungs-Typen

Planktothrix rubescens entwickelt stabile Sommerpopulationen im Metalimnion thermisch geschichteter Seen und Rückhaltebecken. Im Untersuchungsprogramm wurde dies aufgrund fehlender Tiefenprofiluntersuchungen nicht nachgewiesen. Als Beispiel ist aber der Ammersee zu nennen, in dem Populationen der obligatorisch toxinbildenden Art schon mehrmals Populationen von Jungfischen der Renken "vergiftet" haben (Ernst et al., 2000).

6.3.1.4 Stickstofffixierende Arten

Anabaena, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Nodularia*, *Nostoc*, neuro- und z.T. hepatotoxinbildend.

Die Massenentwicklung dieser Arten kann oft bei periodischer Stickstofflimitierung beobachtet werden. Beispiele können in tiefen und flachen Gewässern gefunden werden: Rötelenstausee, Metzisweiler Weiher (Nr. 313), K'furter Baggersee (Nr. 221).

6.3.1.5 Kleine koloniebildende Arten

Der Genus *Aphanotece* ist bisher nicht als toxinbildend beobachtet worden. Arten dieses Genus können nach dem Zusammenbruch anderer Arten, z.B. *Planktothrix rubescens* auftreten. 2000 wurde eine Massenentwicklung im Sommer im Degernsee beobachtet. Zur Ökologie dieser Arten ist wenig bekannt.

6.3.1.6 Benthische Arten

Lynbya-Arten und *Oscillatoria limosa* (Neurotoxin bildend) können in relativ klaren Gewässern zusammenhängende benthische Algenmatten bilden. Durch in diesen Matten verfangene photosynthetisch gebildete Sauerstoffblasen treiben diese an die Wasseroberfläche und können in Uferbereichen zur Vergiftung von Tieren (Chorus und Bartram, 1999) und allergischen Reaktionen führen (z.B. *Lynbya majuscula* (Udy, 2000)).

6.3.2 Andere Algen

In den übrigen untersuchten Seen dominierten je nach Nährstoffgehalt, Trübung und Durchmischung verschiedene andere Arten (Tab. 10). Dabei war bei diesen Gewässern häufig ein Populationsverlauf und Artenwechsel zu beobachten, wie er modellhaft von Sommer et al. (1986) beschrieben wurde. Im Frühjahr dominierten häufig Kieselalgen (Diatomeen) und Flagellaten (*Cryptomonas*). Im weiteren Verlauf der Vegetationsperiode konnte im Juni in einzelnen Seen ein Klarwasserstadium mit geringer Algendichte festgestellt werden.

In der folgenden Zeit entwickelte sich in den Seen ein gemischtes Sommerplankton mit zwischen Flagellaten, Kieselalgen, Grünalgen und Panzerflagellaten (Dinoflagellaten) wechselnden Dominanzen. 39 % der dominanten anderen Arten sind

Grünalgen, 31 % Diatomeen, 17 % Goldalgen, 6 % Dinoflagellaten und 5 μ -Algen. Bei den Grünalgen waren die Gattungen *Scenedesmus* (Gürtelalge), *Pediastrum* (Zackenrädchen) häufig vertreten. Einige Arten dieser Algengruppen können bei empfindlichen Personen ebenfalls allergische Reaktionen hervorrufen. Im August wurde im Bürgersee (Nr. 2) ein dominanter Bestand der Hornalge (*Ceratium hirundinella*) festgestellt. Verwandte Arten bilden in Meeresbuchten die sogenannte "Rote Tide", Algenmassenentwicklungen mit Saxitoxinbildung.

Tabelle 10: dominante Algengenera und -arten in Wasserproben verschiedener Untersuchungsregionen: AA = Ost-Alb-Kreis, BC = Biberach, KÜN = Hohenlohe-Kreis, OBSCH = Oberschwaben (FN, RV), ORR = Oberrheingebiet, TBB = Tauberbischofsheim, WN = Rems-Murr-Kreis.

Arten/Regionen	AA	BC	KÜN	OBSCH	ORR	WN+TBB	Übrige
Dinobyon	1	2		15	14	2	5
div. Goldalgen	2			4		3	1
Diatomeen (Di)	10	11	1	34	21	12	3
Euglena			2				
Ceratium (Cer)					2	1	
Peridinium (P)				9	5		
Cryptomonas (Cm)	5	2		8	3	12	2
Flagellaten	1			1	4		
Grünalgen (cG)	6	2	2	23	18	7	3
Scenedesmus (Sce)	2	1		3	1	9	
Jochalgen (Co, Stau)			1	1	2	1	
μ -Algen	2	2	1	3	4	3	1
Bakterien, Pilze					3		
Summe	29	20	7	101	77	50	15

Cryptomonas und Grünalgen sind in den Regionen WN+TBB und AA mit 48-56 % an den dominanten Algen vertreten, in den übrigen Regionen nur mit 28-34 %. Die höchsten Chlorophyll-a-Werte wurden bei einer *Cryptomonas*-Blüte Anfang August in Hagerwaldsee (Nr. 7) gemessen (446 $\mu\text{g/L}$). Weitere Werte über 150 mg/L Chlorophyll-a wurden ebenfalls in *Cryptomonas*-Blüten gemessen. Bei Chlorophyll-a

Werten zwischen 50-130 µg/L waren Grünalgen, Diatomeen oder Panzerflagellaten dominant.

6.4 Toxine

Es wurden drei verschiedene Methoden der Microcystinbestimmung angewandt (s. Kap. 4). Gründe für die wechselnde Anwendung verschiedener Bestimmungsmethoden waren die Folgen eines Brandes, der die HPLC-Analytik bis über das Ende des Bewilligungszeitraum hinaus lahmlegte. Daher wurden zusätzlich ELISA- und PP1-Hemmtest zur Bestimmung der Microcystine eingesetzt. Es wurden Proben aus 42 Gewässern untersucht. Die gemessenen Toxinwerte liegen in "Cyanobakterien-Blüten" am höchsten (Welzheimer Stadtweiher: 1.100 µg/g Trockengewicht, s. Anhang 5).

Die gemessenen Toxin-Konzentrationen variierten sehr stark zwischen den Methoden bei gleichen Proben. Dabei zeigten die Messwerte des ELISA-Tests und des PP1-Hemmtests die beste Übereinstimmung. Legt man diese Werte zugrunde, so wurden in 6 Gewässern Toxinkonzentrationen über oder nahe dem UBA-Grenzwert (100 µg/L) gemessen. Es sind dies die beiden Bürgerseen (Nr. 1, 2), der Rinderfeldsee (Nr. 50), der Kirchentellingsfurter Baggersee (Nr. 221), der Waltershofener See (Nr. 124a) und der Federsee. In weiteren 16 Gewässern wurden Toxinwerte zwischen 10 bis 100 µg/L nachgewiesen (Aichstruter See (Nr. 12), Götzenbachsee (Nr. 60), Rehnemühlensee (Nr. 68), Silbersee (Nr. 125), Buchensee (Nr. 210), Zellersee (Nr. 243), Niklassee (Nr. 245), Kreuzweiher (Nr. 288), Gr. Ursee, Metzisweiler Weiher (Nr. 313), Badsee (Nr. 326), Obersee Kißlegg (Nr. 329), Elitzersee (Nr. 339), Vorsee (Nr. 346), Buchsee (Nr. 353) und Lausheimer Weiher.

Vergleicht man diese Messwerte mit denjenigen der HPLC-Analytik (Anlage 5), so ergeben sich z.T. erhebliche Unterschiede. In Seen mit hohen ELISA-Werten wurden z.T. um das 10-fache geringere Mengen mit der HPLC bestimmt. In vielen Seen konnten Microcystine nur im Bereich zwischen 1-10 µg/L oder gar nicht nachgewiesen werden. Welche Substanzen für die starke positive Reaktion des Microcystin-ELISAs verantwortlich ist, ist nicht bekannt. Untersuchungen anderer Labore deuten darauf hin (Uni Konstanz, Experimentelle Toxikologie: Hitzfeldt, mündl. Mitteil.), dass die Spezifität der Antikörper noch nicht ausreichend ist.

Bei inzwischen 70 Kongeneren (Codd 2000) können hier andere Microcystine mit nachgewiesen worden sein. Der Nachweis mit ELISA kann durch Methanol-Konzentrationen > 5 % positiv beeinflusst werden und damit höhere Microcystinwerte vortäuschen. Es wurde aber durch die Hinweise des Herstellers und anderer Labore speziell auch auf dieses Problem geachtet. Da es bei der Bestimmung mit der PP1-Hemmung z.T. gute Übereinstimmung zwischen ELISA und PP1-Hemmtest gab, gehen wir davon aus, dass diese Werte soweit richtig sind. Wir haben bei der HPLC-Analytik immer Peaks im Nachweisbereich von Microcystinen erhalten, für die es keine Standards gab und die nur mit empfindlicheren Methoden wie MALDI-TOF sicher nachzuweisen sind. Diese Microcystine (M8, M7, M1) (s. Anhang 9) zeigten die charakteristischen Absorptionsspektren von Microcystinen, wie sie bei Lawton (1994) dargestellt sind. Mit den angewandten Methoden konnten daher nur die "häufigen und bekannten" Toxine nachgewiesen werden.

Auch bei der Bestimmung mittels des PP1-Hemmtests gab es bei gleichen Proben unterschiedliche Analyseergebnisse mit den anderen Methoden. Da dieser Test zuverlässig und spezifisch ist, sind solche Unterschiede gegenüber anderen Methoden eigentlich nicht zu erwarten.

Die HPLC-Methodik erscheint bei Verwendung der Fotodioden-Array-Technik die Methode der Wahl zu sein. Sie erlaubt es, andere Substanzen von Microcystinen zu unterscheiden, die zur gleichen Zeit einen Peak ausbilden. Lawton (1994) sowie Chorus und Bartram (1999) zeigten in ihren Arbeiten an Beispielen diese Problematik auf. Für die untersuchten Seen sind Beispiele im Anhang 9 zu finden. Die beiden anderen Methoden sind je nach Fragestellung anzuwenden und gut für ein schnelles Screening geeignet.

Die HPLC-Analysen konnten nur mit Standards für Microcystin-LR, -YR und -RR durchgeführt werden. Für andere Microcystine waren keine Standards verfügbar. Nach Untersuchungen von Codd (2000) enthalten viele der Standards nicht die angegebenen Konzentrationen an Microcystinen, wobei durchaus starke Abweichungen auftreten können. Aufgrund der stetig steigenden Zahl an Untersuchungen und damit des Bedarfs an Microcystinen wird in Zukunft hier eine Verbesserung zu erwarten sein.

Es ist allerdings zu beobachten, dass in einzelnen Proben mit dominanten Cryptomonaden oder Grünalgen auch eine Reaktion auf Toxine erfolgte (Gewässer Nr. 46, 47, 60, 329, 352). Enthielten die Proben Cyanobakterien der Gattungen *Microcystis* oder *Planktothrix*, so war in der Regel ein positiver Toxinnachweis möglich. So waren in einzelnen Gewässern mit Ansteigen der Cyanobakterienbiomasse auch ansteigende Toxinkonzentrationen zu verzeichnen (Silbersee (Nr. 125), Federsee, Gr. Ursee, Badsee (Nr. 326), Obersee (Nr. 329), Lausheimer Weiher).

Entsprechend Fact Sheet No 17a (Burch, 2001) der Südaustralischen Wasserversorgung entsprechen 6.500 Zellen/mL dem Leitwert von 1,3 µg/L Microcystin-LR Toxizitäts-Äquivalenten (TE). Der in Chorus und Bartram (1999) vorgeschlagene Leitwert von 10 µg/L Microcystin-LR (TE) in Badegewässern ist damit in einer beträchtlichen Zahl von Badegewässern in Baden-Württemberg überschritten.

Über toxische Wirkungen geringer Konzentrationen von Cyanobakterientoxinen gibt es bisher keine klaren Erkenntnisse. Dies betrifft besonders die in Tierversuchen nachgewiesene genotoxische und tumorinduzierende Wirkung. Langzeitversuche an Ratten mit Dosen von 5 µg/kg MC-LR oder MC-YR, zeigten im Comet-Assay DNA-Schäden nicht nur an Leberzellen, sondern auch in Zellen anderer Organe wie Medulla und Cortex der Niere, Gehirn, Lunge und Blase (Zegura et al., 2001).

Vom UBA werden Microcystin-Werte von 100 µg/L als kritisch zu bewertende Konzentration angesehen. Von den bisher untersuchten Gewässern liegen vier nahe bei oder deutlich über diesem Wert.

Es wurden aber auch Toxine, bzw. positive Testreaktionen in Gewässern mit Massenentwicklungen anderer Algenklassen gefunden. In diesen Proben dominierten Dinoflagellaten (*Ceratium hirundinella*) und Grünalgen. Dies wird auch schon in anderen Untersuchungen (Fastner et al., 1999) berichtet. Dabei weisen durch Dinoflagellaten, Cryptomonaden und Diatomeen dominierte Proben ebenfalls eine positive Reaktion im Microcystin-ELISA auf. Es gibt daher auch bei diesen Arten Substanzen, welche zumindest in den angewandten Testverfahren eine positive Reaktion hervorrufen. Dieser Sachverhalt sollte bei einer Fortsetzung der Untersuchungen an ausgewählten Gewässern beachtet werden, da schon einige der bisher gemessenen Microcystin-Konzentrationen im Bereich des vom UBA als toxikologisch kritisch angesehenen Wertes von 100 µg/L liegen.

Bei vier Messungen liegen die Microcystin-Konzentrationen in Bereichen, die aus gesundheitsvorsorglicher Sicht weitere Maßnahmen zum Schutz der Erholungssuchenden verlangen. Nach Chorus und Bartram (1999) ist auch für Erholungsgewässer mit 10 µg/L ein nur unwesentlich höherer Wert als für die Trinkwasservorsorge (1,0 µg/L) anzusetzen.

7. Diskussion

Weltweit nahm während der letzten Jahre die Zahl der Meldungen von Microcystin-Nachweisen aus "Wasserblüten" zu (Wirsing et al., 1998; Tzuong-Huei et al., 1998; Wen-Xiang et al., 1999). Das Umweltministerium von Schleswig-Holstein warnte vor möglicherweise giftigen Blaualgen in der deutschen Ostsee und an den Südküsten Dänemarks und Schwedens (Südwestpresse 27.7. 2001, dpa). Auch am Bodensee wurden 2001 in Buchten Massenentwicklungen von *Aphanizomenon*-Arten beobachtet (Güde, Inst. f. Seenforschung, Langenargen, mündl. Mitteilung).

Relativ milde Winter haben in den letzten Jahren zu einer 2-4 Wochen früher einsetzenden Phytoplanktonentwicklung geführt (Adrian und Walz, 2000). Dadurch kann bereits im Mai bei warmer Witterung die Entwicklung von Cyanobakterienmassenentwicklungen gefördert werden (z.B. Lausheimer Weiher 25.5. 1999). Damit kann es in einzelnen Gewässern zu einer Cyanobakterienblüte von Mai bis September kommen (Orotsee (Nr. 65), Rehnemühlensee (Nr. 68), Federsee, Niklasssee (Nr. 245), Gr. Ursee, Badensee Beuren (Nr. 326)).

Die Trophie der Seen mit Cyanobakteriendominanz reicht von meso- bis hypertroph (Wiedner und Nixdorf, 1997; diese Untersuchung). Die Dominanz von Cyanobakterienarten ist dabei nicht vom Nährstoffgehalt allein abhängig. Die Verknappung von Stickstoff wirkt sich z.B. nur auf die Sukzession der Arten von Cyanobakterien aus. Bei niedrigem N/P-Verhältnis findet eine Verschiebung des Artenspektrums zu stickstofffixierenden Arten (*Anabaena*, *Aphanizomenon*) statt (z.B. Metzisweiler Weiher (Nr. 313). Nährstoffpulse durch die Ausbringung von Gülle auf abgeerntete Felder und Wiesen führen im Juli/August zu kurzzeitigen Artenwechseln in der Phytoplanktonbiozönose und einem weiteren Anstieg der gebildeten Biomasse, z. B. im Badsee Beuren (Nr. 326), Obersee (Nr. 329).

In Kapitel 6 wurden verschiedene Ökotypen von Cyanobakterien beschrieben. Ihr Auftreten und ihre Dominanz ist durch die Faktoren Durchmischung, Trübung und Licht bestimmt (Chorus und Bartram, 1999). Weiterhin wurden zur Kontrolle von Cyanobakterien verschiedene theoretische Modelle entwickelt (Ferguson, 1997; Visser et al., 1997). Für Flachseen bestimmten Rucker et al. 1997 neben der Durchmischungsintensität den Gehalt an gelöstem reaktiven Phosphor und verfügbarem Licht als dominanzbestimmende Faktoren zwischen *Planktothrix agardhii* und *Limnothrix redekei*. Untersuchungen aus Norddeutschland nennen Lichtintensität, eine hohe Phosphatverfügbarkeit und fehlende Turbulenz des Wasserkörpers als Steuerfaktoren der Cyanobakterientoxin-Bildung (Chorus, 1997). Eine neue Monographie von Whitton und Potts (1999) fasst die Kenntnisse über die Ökologie der Cyanobakterien zusammen. So werden drei wesentliche Steuerungsmechanismen für die Schweberegulation beschrieben: Eine Möglichkeit ist die Veränderung der zellulären Zusammensetzung, z.B. durch während der Photosynthese gebildete Kohlenhydrate werden die Zellen schwerer, leichter durch deren Reduktion durch Atmung. Die beiden anderen Mechanismen sind die Beeinflussung der Gasvakuolenbildung durch zunehmenden Turgor oder Reduktion der Gasvesikel durch Wachstum und reduzierte Synthese. Es wird ein komplexes zusammenfassendes Flussdiagramm gezeigt, welches die eine Massenentwicklung von Cyanobakterien fördernden Umweltfaktoren für verschiedene Arten miteinander verbindet (Whitton und Potts, 1999, S.188).

Verschiedene Stämme einzelner Arten sind zu unterschiedlich starker Toxinbildung befähigt (Hesse, 1997; Ewald, 1997). Bei *Microcystis* ist die Toxinproduktion durch das Auftreten bestimmter toxischer Genotypen bestimmt, Umweltfaktoren spielen nur eine untergeordnete Rolle. Dies erklärt möglicherweise die unterschiedlichen Toxingehalte in verschiedenen Jahren in ein und demselben See. Es besteht die Möglichkeit, dies mit entsprechenden molekularbiologischen Methoden zu untersuchen, da die Primer für das microcystinbildende Gen bekannt sind (Dittmann et al., 1997). Bei routinemäßiger Anwendung könnte damit eine bessere Überwachung von Seen mit Cyanobakterien erreicht werden, da festgestellt werden kann, ob toxinbildende Arten in wesentlicher Menge vorhanden sind.

Microcystine werden von den Gattungen *Microcystis*, *Anabaena*, *Planktothrix*, *Nostoc*, *Hapalosiphon* und *Anabaenopsis* gebildet, allerdings nicht von allen Arten der genannten Gattungen. In der vorliegenden Untersuchung war *Microcystis aeruginosa*

nosa die häufigste toxinbildende Art. An Fisch-Hepatocyten zeigte Hitzfeld (1999) die Aufnahme und Bindung von Microcystin an Protein-Phosphatasen 1 (PP1) und 2A. Sie konnte u.a. mit immunologischen Methoden den Transport von Microcystin in den Zellkern nachweisen. Neuere Untersuchungen (Wen-Xiang et al., 1999; Zegura et al., 2001) weisen einen deutlichen genotoxischen Effekt vom Microcystin-LR an Ratten-Hepatocyten nach. Die verwendeten Konzentrationen der Microcystine liegen mit 5 µg/kg Körpergewicht nur geringfügig über dem für Trinkwasser empfohlenen WHO-Grenzwert von 1 µg/L. In 30 der untersuchten Seen lagen die nachgewiesenen Werte für Microcystine leicht bis deutlich über diesen Werten. Damit ist in diesen Seen ein deutliches toxisches Potential gegeben.

Neurotoxine, Anatoxin-a und **Saxitoxine** werden von *Anabena*- und *Aphanizomenon*-Arten gebildet (Willen und Mattsson, 1997). Diese Arten bilden aber seltener Massenentwicklungen. Die betreffenden Toxine sind daher deutlich seltener und wurden in geringeren Konzentrationen nachgewiesen. Diese Arten bildeten in einigen Gewässern Oberschwabens und im nördlichen Baden-Württemberg Blüten aus (eigene Untersuchungen). Diese Toxine wurden allerdings im Rahmen der vorliegenden Untersuchung nicht analysiert.

Zusätzlich zu den bekannten Toxinen konnten mit Biotestverfahren andere Cyanobakterien-Wirkstoffe nachgewiesen werden, die zu negativen Wirkungen bei Fischeiern führen, z.B. erhöhte Mortalität und Missbildungen der Wirbelsäule (Oberemm und Becker, 1997). Weitere Ökomone der Cyanobakterien sind möglicherweise für die Kleinwüchsigkeit von Fischen in solchen Gewässern verantwortlich (Papendorf et al., 1997). Best (2000) wies für Fische eine verstärkte Wasseraufnahme bei Exposition mit Lipopolysacchariden (LPS) nach, die zu einer Wachstumsverzögerung führte. Von anderen bakteriellen LPS (z.B. Salmonella, E. coli) ist bekannt, das sie Magen-Darm-Erkrankungen hervorrufen können. Von einigen Badegästen wurden an verschiedenen Seen solche Beschwerden gemeldet. Die Ursachen dazu können sowohl in der Aufnahme von Cyanobakterien als auch die Aufnahme von Bakterien aus den in der Hitze verdorbenen Nahrungsmitteln oder anderen aufgenommenen Bakterien liegen. Die Häufung an einem bestimmten See lässt allerdings eher auf eine Reaktion auf aufgenommene Cyanobakterien schließen.

Es konnte inzwischen auch eine subtropische Art, *Cylindrospermopsis raciborskii* in den nördlichen Bundesländern nachgewiesen werden. Sie kann rasch Algenblüten bilden und produziert ein besonders wirksames Toxin, **Cylindrospermopsin** (Wiedner und Nixdorf, 1997), welches in das Wasser ausgeschieden wird. Diese Art konnte aber noch nicht mit Sicherheit in den von uns untersuchten Seen nachgewiesen werden.

Die Notwendigkeit einer Regelung beim Auftreten von Cyanobakterientoxinen wird bereits in der derzeitigen Überarbeitung der WHO-Trinkwasserleitlinie mit einem **Richtwert von 1 µg/L** berücksichtigt. Aufgrund von Toxinnachweisen in "Bio-Nahrung" in Kanada (Kuiper-Goodman, 1997) wurde dort ein Wert von 0,5 µg/L empfohlen. Diese Werte werden in vielen Gewässern und besonders in den Cyanobakterien-Massenentwicklungen um ein Vielhundertfaches übertroffen (Chorus, 1997; Fastner, 1997).

Die vorliegenden Daten zu Microcystin-Konzentrationen im Gewässer lassen erkennen, dass bei Massenentwicklungen von Cyanobakterien auch unterhalb der UBA-Leitwerte Toxinbestimmungen durchgeführt werden sollten.

8. Voraussichtlicher Nutzen, praktische Verwertbarkeit der Ergebnisse und Erfahrungen

Die in Rahmen dieser Untersuchung gewonnenen Daten wurden den Gesundheitsämtern und gegebenenfalls den betroffenen Gemeinden zur Verfügung gestellt. Dabei wurde speziell auf die belasteten Gewässer hingewiesen (Anhang 6). Die Untersuchung von Badegewässern im Ostalb-Kreis führte hier zu einer Mitarbeit in der Agenda 21 Arbeitsgruppe Gewässer; diese Mitarbeit wird weiter fortgesetzt. Aufgrund dieser Daten konnte das Ziel der Arbeitsgruppe erreicht werden und zur Veranlassung weiterer Aktivitäten die Daten an das Umweltamt und die Gewässerdirektion Neckar, Bereich Ellwangen, weitergegeben werden. Als Ergebnis dieser Arbeit wird für Lösungs- und Sanierungsmöglichkeiten für den Rehnemühlensee und sein Einzugsgebiet gesucht. Ein Problem stellen dort die Belastungen des Zuflusses durch Kläranlagenabläufe dar. Dies gilt auch für den Orotsee. In den Landkreisen Ravensburg und Ortenaukreis wurde aufgrund der Untersuchungen im Rahmen des BWPLUS-Programmes im Jahr 2000 ein Untersuchungs- und Beratungsprogramm durchgeführt. Die Daten wurden dem "Sanierungsprogramm Oberschwäbische Seen"

zur Verfügung gestellt, um damit noch nachdrücklicher die Umsetzung der durch das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) vorgegebenen Maßnahmen, Uferschutzstreifen, Düngeregelung, durchzusetzen.

Das Landesgesundheitsamt führt 2001 auf Grund der vorliegenden Ergebnisse eine eigene Untersuchung auf Cyanobakterien und Microcystine in Gewässern mit Algenblüten durch.

Im Rahmen der Zusammenarbeit mit den Gesundheitsämtern wurde ein Informationsdefizit erkannt. Dies beinhaltet auch Fragen des Datentransfers zwischen den Gesundheitsämtern und der Projektgruppe. Hierzu können von der Projektgruppe Informations- und Schulungsveranstaltungen angeboten werden. Der Datentransfer von Untersuchungsergebnissen kann über eine noch einzurichtende Internet-Seite verbessert werden, so dass auf Untersuchungsergebnisse schnell zurückgegriffen werden kann und geeignete Maßnahmen zur Reduzierung des Risikos von Baden ergriffen werden können. Weitere Hinweise zum Design, Planung und Durchführung von Monitoringprogrammen auf Cyanobakterien und Cyanobakterientoxinen sind in Chorus & Bartram (1999) aufgezeigt. Sie können für die jeweiligen Gewässer aufgrund der vorliegenden Daten angepasst werden. Wegen der anfallenden Kosten werden solche Untersuchungen in der Regel unterlassen. Verglichen mit anderen gesundheitlichen Risiken und deren Monitoring (z.B. BSE) wird bei dem Auftreten von Cyanobakterienblüten bisher zuwenig untersucht und die Erholungssuchenden einem noch nicht endgültig zu bewertenden toxikologischen Risiko ausgesetzt.

9. Maßnahmenempfehlungen

Die untersuchten Gewässer umfassen natürliche Seen, Baggerseen und künstliche Seen, meist Hochwasserrückhaltebecken. Von diesen Gewässertypen sind speziell die künstlichen und natürlichen Seen an deutlichsten von Cyanobakterienentwicklungen betroffen.

Da in den untersuchten Gewässern der Nährstoffgehalt über dem natürlichen Niveau liegt, sind neben Hinweisen für die Erholungssuchenden geeignete Sanierungsmaßnahmen zu treffen, um durch eine Reduzierung der Nährstoffe auch die Cyanobakterienbiomasse zu reduzieren. Beispiele dafür finden sich in AK Baggerseen (1995), Arauner et al. (1995), Besch et al. (1984), DVWK (1989) sowie Lampert und Sommer

(1998). Für den Landkreis Esslingen wurden vom Laboratorium für angewandte Biologie und Ökologie Informationstafeln zur Erklärung und Vermeidung von Eutrophierungsvorgängen entworfen (Vermeidung von Füttern der Wasservögel, Toilettenbenutzung (100 mL Urin enthalten ca. 4,5 mg Phosphor)).

In Oberschwaben wurden im Rahmen des "Sanierungsprogramms Oberschwäbische Seen" (SOS) Sedimentationsbecken und Biofilter zur Reduzierung des Nährstoffeintrags aus der Landschaft entworfen, geplant und realisiert (Frank, 1997). An einigen Seen in Oberschwaben wird dieses Programm fortgesetzt (Güde, 1998) und erhält durch unsere Untersuchungen einen weiteren Impuls hinsichtlich einer nachhaltigen Nutzung der Gewässer, wie es im Ostalbkreis im Rahmen des Agenda-21-Prozesses bereits geschehen ist. Die bisher erzielten Erfolge im Rahmen des SOS-Programms zur Absenkung des Trophie-Zustandes wurden im wesentlichen nur durch externe Maßnahmen erreicht. Die hier gemachten Erfahrungen zeigten, dass durch Flächenextensivierung eine wirkungsvolle Reduzierung des Nährstoffeintrags aus diffusen Quellen erreicht werden kann (Güde et al., 1995). Weitere Sanierungsmaßnahmen sollten durch Erhebung des Referenzzustandes für die jeweiligen Gewässer geprüft werden, da, wie am Beispiel Rehnmühlensee (68) gezeigt wurde, ein ganzes Einzugsgebiet saniert werden müsste.

Die Bewertung der Trophie-Zustände der untersuchten Gewässer im Hinblick auf ihre Abweichung vom potentiell natürlichen Referenzzustand ist auch eine Forderung der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie (WRR). Aus der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts ist belegt, dass sich die Seen in einem deutlich niedrigeren Trophie-Zustand befanden (Güde 1998). Dies beinhaltet, dass die als Referenzzustände postulierten Trophie-Zustände ebenfalls eine geringere Trophie aufweisen müssen. Die nach den LAWA-Kriterien errechneten Referenz-Zustände sind mindestens für geschichtete Seen eine brauchbare Richtschnur für die Entwicklung von Sanierungszielen. Die Erhebung der Eintragspfade für die Nährstoffe ist notwendig, um die beeinflussbaren Größen zu erfassen. Sie ist weiterhin wichtig für die Festlegung der Sanierungsmaßnahmen zur Reduzierung der Trophie. Im nächsten Schritt wären dann die notwendigen Maßnahmen und Kosten zu planen. Unabhängig von der Auswahl des Referenz-Zustandes werden polytrophe und hypertrophe Zustände als besonders belastete Zustände mit dem deshalb dringlichsten Sanierungsbedarf aufgefasst. In der

Abwägung des Aufwandes für das Erreichen des Sanierungsziels und des Status Quo ist dann eine politische Entscheidung über die Realisierung zu treffen.

Die Belastung von Seen durch toxinbildende Cyanobakterien ist nicht konstant und kann von Jahr zu Jahr wechseln. Die in diesen Seen festgestellten Toxingehalte erfordern ein weiteres Monitoring auf Toxine bei Auftreten von Cyanobakterien. Die in Chorus und Bartram (1999) genannten Leit- und Richtwerte zum Schutz von Badenden sollten dazu zugrundegelegt werden:

Tabelle 11: Leit-(Badegewässer) und Alarmwerte(*für Trinkwasser) für Handlungs- und Managementbedarf bei Auftreten von Cyanobakterien.

	Zellen per mL	$\mu\text{g L}^{-1}$ Chlorophylla	$\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$ Biovolumen
*Vigilancewert	200	0,1	0,02
*Alarmwert 1	2.000	1,0	0,2
Leitwert 1	20.000	10,0	2,0
Leitwert 2 *Alarmwert 2	100.000	50,0	10,0

10. Dank

Das Projekt 99004 wurde mit Mitteln des Programms BWPLUS des Landes Baden-Württemberg gefördert. Die Abteilung Pharmakologie und Toxikologie stellte Geräte und Laborkapazitäten bereit. Das Umweltbundesamt, vertreten durch Frau Dr. I. Chorus, Frau J. Fastner und Frau Flieger unterstützten die Arbeit durch die Bereitstellung von Referenzverbindungen, Vergleichsanalysen und Rat. Die Mitarbeiter der Abteilung Toxikologie, Frau Tejcka, sowie die Herren Diplom-Biologen R. Schubert und C. Wilhelm unterstützten die Arbeit durch engagierte Hilfsbereitschaft und Rat bei der Laborarbeit.

11. Literatur

Adrian R, Walz N (2000): Rolle der Winterbedingungen als Startpunkt für jährliche Sukzessionsmuster in polymiktischen Flachseen. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) *Tagungsbericht 2000*.

Arauner U, Frank C, Frank H (1995): Veränderungen im Nährstoffhaushalt eines Baggersees nach Einrichtung einer Zwangszirkulation. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) *Tagungsbericht 1995*, 173-176.

Arbeitsgruppe Baggerseen der DGL (1995): Untersuchung, Überwachung und Bewertung von Baggerseen. 125 S., Eigenverlag.

Baumann H (2000): Physikalisch-biochemische Bedingungen, Blaualgenentwicklung und Toxinbildung in 6 Gewässern Süddeutschlands. Diplomarbeit Fachbereich Biologie, Universität Ulm.

Besch WK, Hamm A, Lehnhart B, Melzer A, Scharf B, Steinberg C (1984): Limnologie für die Praxis. Grundlagen des Gewässerschutzes. ecomed-Verlag, Landsberg Lech.

Best J, Eddy FB, Codd GA (2000): Increasing drinking rates and toxicity due to microcystin-containing *Microcystis* cells and cell extracts in rainbow trout following administration of lipopolysaccharide. Mini-Symposium: Cyanobacterial components. Ecological and Ecotoxicological implications. Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Berlin, Germany, pp. 34-38

Bundesgesundhbl. **7/97**: Empfehlung zum Schutz von Badenden vor Cyanobakterien-Toxinen.

Burch GM (2001): Fact sheet 17a: Microcystins, Cooperative Research Centre for Water Quality & Treatment, Adelaide, South-Australia.

Carmichael WW (ed). (1981): The eater environment - Algal toxins and health. Plenum Press, New York.

Carmichael WW (1994): Cyanobakterielle Toxine. *Spektrum der Wissenschaft* März 1994, 70-78.

Carmichael WW, Falconer IR (1993): Diseases related to freshwater blue-green algal toxins, and control measures; in: Algal toxins in seafood and drinking water (ed. Falconer), Academic Press, London, pp. 197-209

Chorus I, Bartram J (1999): Toxic cyanobacteria in Water. - 416 S. E & FN Spon, London

Chorus I, Deuckert I, Fastner J, Klein G (1992): Toxine und Allergene aus Algen in Badegewässern. *Bundesgesundhbl* **8**, 404-407.

Christoffersen K (1996): Ecological implications of cyanobacterial toxins in aquatic food webs. *Phycologia* **35**, (6. Supplement), 42-50.

Codd GA (2000): Cyanobacterial toxins: production, properties, significance and priorities. First Mini-Symposium: Cyanobacterial components - Ecological and ecotoxicological implications. Institute of freshwater ecology and inland fisheries (ed.), Berlin, pp. 1-12.

Codd GA, Beattie KA, Ragett SL (1997): The evaluation of Envirogard Microcystin Plate and Tube Kits. - University of Dundee, R & D Technical Report p. 47

Ding WX, Shen HM, Zhu HG, Lee BL, Ong CN (1999): Genotoxicity of microcystic cyanobacteria extract of a water source in China. *Mutat Res* **442**, 69-77.

Dittmann E, Neilan BA, Erhard M, v. Döhren H, Börner T (1997): Insertional mutagenesis of a peptide synthetase gene which is responsible for hepatotoxin production in the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* PCC 7806. *Mol. Microbiol.* **26**, 779-787.

DVWK-Merkblatt 213 (1988): Sanierung und Restaurierung von Seen. Merkblätter zur Wasserwirtschaft. Verlag Paul Parey, Hamburg.

EG 76/160 - Richtlinie des Rates vom 8. Dezember 1975 über die Qualität der Badegewässer. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften vom 05.02.1976, Nr. L 31/1.

Ernst B, Hitzfeld BC, Dietrich DR (2000): Detection of Cyanobacterial Toxins in Whitefish from Lake Ammersee. Poster SOT 39th Annual Meeting, 19.- 23.03.2000, Philadelphia, PA, USA:

Ewald S (1997): Einfluss der Lichtintensität auf Wachstumsraten und Toxingehalte bei zwei Stämmen von *Microcystis aeruginosa*. Institut für Wasser-, Boden- und Luft-hygiene, Berlin, *WaBoLu-Hefte* **4/97**: 141.

Fawell JK, Mitchell RE, Hill RE, Everett DJ (1999): The toxicity of cyanobacterial toxins in the mouse: II anatoxin-a. *Hum Exp Toxicol* **18**(3), 168-173.

Falconer IR (1993): Algal toxins in seafood and drinking water. Academic Press, London, p. 224.

Falconer IR (1996): Potential impact on human health of toxic cyanobacteria. *Phy-cologia* **35**, (6. Supplement), 6-11.

Falconer IR (1999): An overview of problems caused by toxic blue-green algae (Cyanobacteria) in drinking and recreational water. *Environ Toxicol* **14**, 5-12.

Fastner J (1997): Microcystinvorkommen in 55 deutschen Gewässern. Institut für Wasser-, Boden- und Luft-hygiene, Berlin, *WaBoLu-Hefte* **4/97**: 27-34.

Fastner J (1999): Microcystins (cyanobacterial hepatotoxins) in German fresh waters. Extraction, occurrence and influence of environmental factors on microcystin produc-tion. Diss. FU-Berlin.

Fastner J, Neumann U, Wirsing B, Weckesser J, Wiedner C, Nixdorf B, Chorus I (1999): Microcystins (Hepatotoxic Heptapeptides) in German Fresh Water Bodies, *Environ Toxicol* **14**, 13-22.

Ferguson JD (1997): The role of modelling in the control of toxic blue-green algae. *Hydrobiologia* **349**: 1-4.

Fischer WJ, Dietrich DR (2000): Pathological and biochemical characterization of mi-crocystin-induced hepatopancreas and kidney damage in carp. *Toxicol Appl Pharma-col* **164**, 73-81.

Frank C (1995): Untersuchungen an drei ausgewählten Baggerseen hinsichtlich des Nährstoffeintrags und der Schadstoffe im Sediment. Endbericht des Projektes 2 des Pilotprojekts "Konfliktarme Baggerseen - Kaba". Projektträger Land Baden-Württemberg, Koordinierung Landratsamt Karlsruhe.

Frank C (1997): Renaturierung Ragenreuter Bach – Untersuchungsumfang - Planung und Realisation. VSÖ-Seminar 1996 Hamburg, *VSÖ-Publikationen Bd.2*, Renaturierung von Fließgewässern und Auen, Ad-Fontes-Verlag, pp. 85-102

Frank C, Baumann H, Wolf HU (2000a): Untersuchungen zur Verbreitung toxinbildender Cyanobakterien in stehenden Gewässern in Baden-Württemberg. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) *Tagungsbericht 1999*, 734-738

Frank C, Baumann H, Wolf HU (2000b): Toxic cyanobacteria blooms and toxin content of freshwater lakes of South-West Germany. *Arch Pharmacol*, Suppl. to Vol. **361 (4)**: 688.

Frank C, Wolf HU (2001a): Verbreitung toxinbildender Cyanobakterien in stehenden Gewässern in Baden-Württemberg. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) *Tagungsbericht 2000*, 632-638.

Frank C, Wolf HU (2001b): Assessment of causes, frequency and toxicological significance of toxic cyanobacteria blooms in recreational waters in South-West Germany, *XXVIII S.I.L. Congress*, Melbourne/Australia, (angenommen)

Güde H, Schünemann B, Trautmann H (1995): Die Fallstudie Schleinsee. Ein Beispiel für die Wirkung von Extensivierungsmassnahmen im *Einzugsgebiet*. *Limnologie aktuell* **8**, 148-161

Güde H (1997): Voruntersuchungen zur Verbreitung von Cyanobakterien und Cyanobakterientoxinen. Unveröff. Manuskript

Güde, H (1998): Der Trophie-Zustand oberschwäbischer Stillgewässer - Klassifizierung und Bewertung. Aktionsprogramm zur Sanierung oberschwäbischer Seen. *Internationale Seenfachtagung*, Ravensburg, pp. 33-48.

Hesse K (1997): Vergleich von Wachstumsraten und anderen physiologischen Parametern verschiedener Stämme von *Microcystis aeruginosa* bei unterschiedlichen Licht- und Nährstoffbedingungen. Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Berlin, *WaBoLu-Hefte* **4/97**: 138-140.

Hitzfeld B, Fischer W, Eriksson J, Mikhailov A, Tencalla F, Ditrich D (1999): Toxins of cyanobacteria in fish: Immunohistochemical and immunocytochemical localization in livers and hepatocytes of rainbow trout. *Arch Pharmacol*, Supp. to Vol. **359**: 621.

Humpage AR, Falconer IR (1999): Microcystin-LR and liver tumor promotion: Effects on cytokinesis, ploidy and apoptosis in cultured hepatocytes. *Environ Toxicol* **14**, 61-75.

Jähnichen S, Petzoldt T, Benndorf J (2001): Warum produzieren Cyanobakterien Microcystine? Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) *Tagungsbericht 2000*, 644-647

Kuiper-Goodman T (1997): Risk assessment of microcystins in Canada; Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Berlin, *WaBoLu-Hefte* **4/97**: 9-12.

LAWA-Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1998): Gewässerbewertung - Stehende Gewässer. Kulturbuch Verlag Berlin.

Lawton LA (1994): Extraction and high-performance liquid chromatographic method for the determination of microcystins in raw and treated waters. *Analyst* **119**: 1525-1530

Lampert S, Sommer U (1998): Limnoökologie. UTB Stuttgart.

LfU - Landesanstalt für Umweltschutz (1994): Handbuch Wasser 2. Handbuch der stehenden Gewässer in Baden-Württemberg, Bd 1 u.2.

LfU - Landesanstalt für Umweltschutz (1996): Baggerseeuntersuchungen in der Oberrheinebene. Eigenverlag, Karlsruhe.

LfU - Landesanstalt für Umweltschutz (1998): Gewässergütekarte Baden-Württemberg. Bd. 49, Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie, Hrsg. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.

Metcalf JS, Codd GA (2000): Microwave oven and boiling waterbath extraction of hepatotoxins from cyanobacterial cells. *FEMS-Microbiol Lett* **184**, 241-246.

Oberemm A, Becker J (1997): Wirkungen cyanobakterieller Inhaltsstoffe auf die Embryo-Larvalentwicklung von Fischen und Amphibien. *WaBoLu-Hefte* **4/97**: 116-119. Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Berlin.

-
- Papendorf O, König GM, Wright AD, Chorus I, Oberemm A (1997): Mueggelone, a novel inhibitor of fish development from the freshwater cyanobacterium *Aphanizomenon*. *WaBoLu-Hefte 4/97*: 93-96. Institut f. Wasser-Boden und Lufthygiene, Berlin.
- Pouria S, de Andrade A, Barbosa J, Cavalcanti RL, Barreto VT, Ward CJ, Preiser W, Poon GK, Neild GH, Codd GA (1998): Fatal microcystin intoxication in haemodialysis unit in Caruaru, Brasil. *Lancet. Jul 4; 352*(9121): 21-26.
- Rücker J, Wiedner C, Zippel P (1997): Factors controlling the dominance of *Planktothrix agardhii* and *Limnithrix redekei* in eutrophic shallow lakes. *Hydrobiologia 342/343*: 107-115.
- Sommer U, Glikiwicz MZ, Lampert W, Duncan A (1986): The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Arch Hydrobiol 106*, 433-471.
- Tzong-Huei L, Yih-Min C, Hong-Nong C (1998): First report of microcystins in Taiwan. *Toxicon 36*, 247-255.
- Utkilen HC, Oliver LR, Walsby AE (1985): Buoyancy regulation in a red *Oscillatoria* unable to collapse gas vacuoles by turgor pressure. *Arch Hydrobiol. 102*, 319-329.
- Verzeichnis Badegewässer - Sozialministerium Baden-Württemberg, Jährliche Ausgabe 1998
- Visser PM, Passarge J, Mur LR (1997): Modelling vertical migration of the cyanobacterium *Microcystis*. *Hydrobiologia 349*: 99-109.
- Wiedner C, Nixdorf B (1997): Verbreitung und Steuerung der Entwicklung von toxischen und nicht-toxischen Cyanobakterien in ostbrandenburgischen Gewässern unterschiedlicher Trophie und Hydrographie im Zuge der reduzierten Belastung. *WaBoLu-Hefte 4/97*: 17-26.
- Wen-Xiang D, Han-Ming S, Hui-Gang Z, Bee-Lan L, Choon-Nam O (1999): Genotoxicity of microcystic cyanobacteria extract of a water source in China. *Mutat Res 442*: 69-77.
- Whitton B, Potts M (2000): The ecology of cyanobacteria: Their diversity in time and space. Kluwer Academic Publisher.
- Wirsing B, Flury T, Wiedner C, Neumann U, Weckesser J (1999): Estimation of the microcystin content in cyanobacterial field samples from German lakes using the col-

orimetric protein-phosphatase inhibition assay and RP-HPLC. *Environ Toxicol* **14**: 23-29.

Zegura B, Lah T, Suput D, Milutinovic A, Sedmak B, Filipic M (2001): Chronic exposure to microcystins induces DNA damage in several rat organs. Poster Workshop Comet-Assay. Universität Ulm, 22.-24.7. 2001.

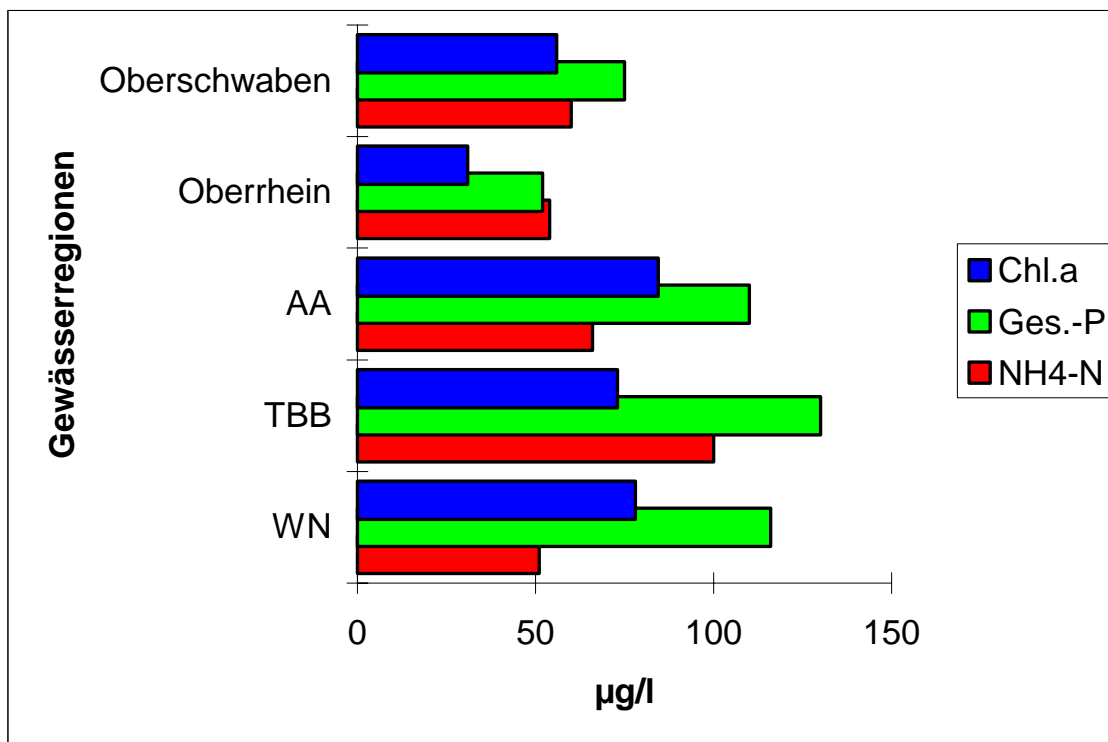
12. Anhänge

- Anhang 1 Physikalisch-chemische Messdaten
- Anhang 2 Messdaten Nährstoffe und Chlorophyll
- Anhang 3 Gewässer mit Sauerstoffsättigungsindex über 200 % und korrespondierendem pH-Wert
- Anhang 4 Durchschnittswerte für Gesamt-P, Chlorophyll-a, Ammonium-Stickstoff nach Regionen
- Anhang 5 Microcystinbestimmungen in ausgewählten Gewässerproben
- Anhang 6 Ergebnisse Microcystin-ELISA, Gesamt-P, Chl-a
- Anhang 7 Toxikologische Risikoabschätzung
- Anhang 8 Liste Cyanobakterien dominierter Seen
- Anhang 9 Beispiele für HPLC-Chromatogramme

Anhang 3: Gewässer mit Sauerstoffsättigungsindex über 200 % und korrespondierendem pH-Wert

Gewässer	Sauerstoffsättigung	Datum	pH-Wert
Leineck	235	10.06. 99	9,59
	266	23.08. 99	9,38
7 Hagerwaldsee	324	17.06. 99	9,53
	250	02.08. 99	9,53
Welzheimer Stadtweiher	205	23.08. 99	9,46
47 Karoth-See	355	15.06. 99	
48-2 Ober. Münstersee	271	15.06. 99	
	260	05.08. 99	8,65
50 Rinderfeldsee	210	15.06. 99	
60 Götzenbachsee	201	18.05. 99	9,3
	233	23.08. 99	9,02
68 Rehnemühlensee	307	10.06. 99	9,91
	228	12.07. 99	9,81
	280	26.07. 99	9,7
	206	23.8. 99	9,04
	329	06.09. 99	9,26
69 Buchsee	208	10.06. 99	8,77
	211	09.08. 99	8,5
	273	6.9. 99	9,13
124 a Waltersee	207	22.06. 99	8,74
	253	09.08. 99	8,6
	340	31.08. 99	9,98
136 Kollmarsreute	275	31.8. 99	8,53
326 Badesees Beuren	203	20.07. 99	8,96
339 Elitzsee	460	20.07. 99	8,77
340 Karsee	209	07.09. 99	8,62
342 Neuravenb. Weiher	240	20.7. 99	8,85
Lausheimer Weiher	204	03.08. 99	8,53

Anhang 4: Durchschnittswerte für Chlorophyll-a (Chl-a), Gesamt-Phosphor (Ges-P) und Ammonium-Stickstoff (NH₄) Werte für ausgewählte Seengebiete, Oberschwaben (n=135) = Landkreise Biberach, Ravensburg, Sigmaringen und Bodenseekreis, Oberrhein (n=78) = Landkreise Freiburg, Emmendingen, Ortenaukreis, Rastatt, Baden-Baden, Karlsruhe, AA (n=53) = Landkreis Ostalb, TBB (n=18)= Landkreis Tauberbischofsheim, WN (n=21) = Landkreis Rems-Murr.

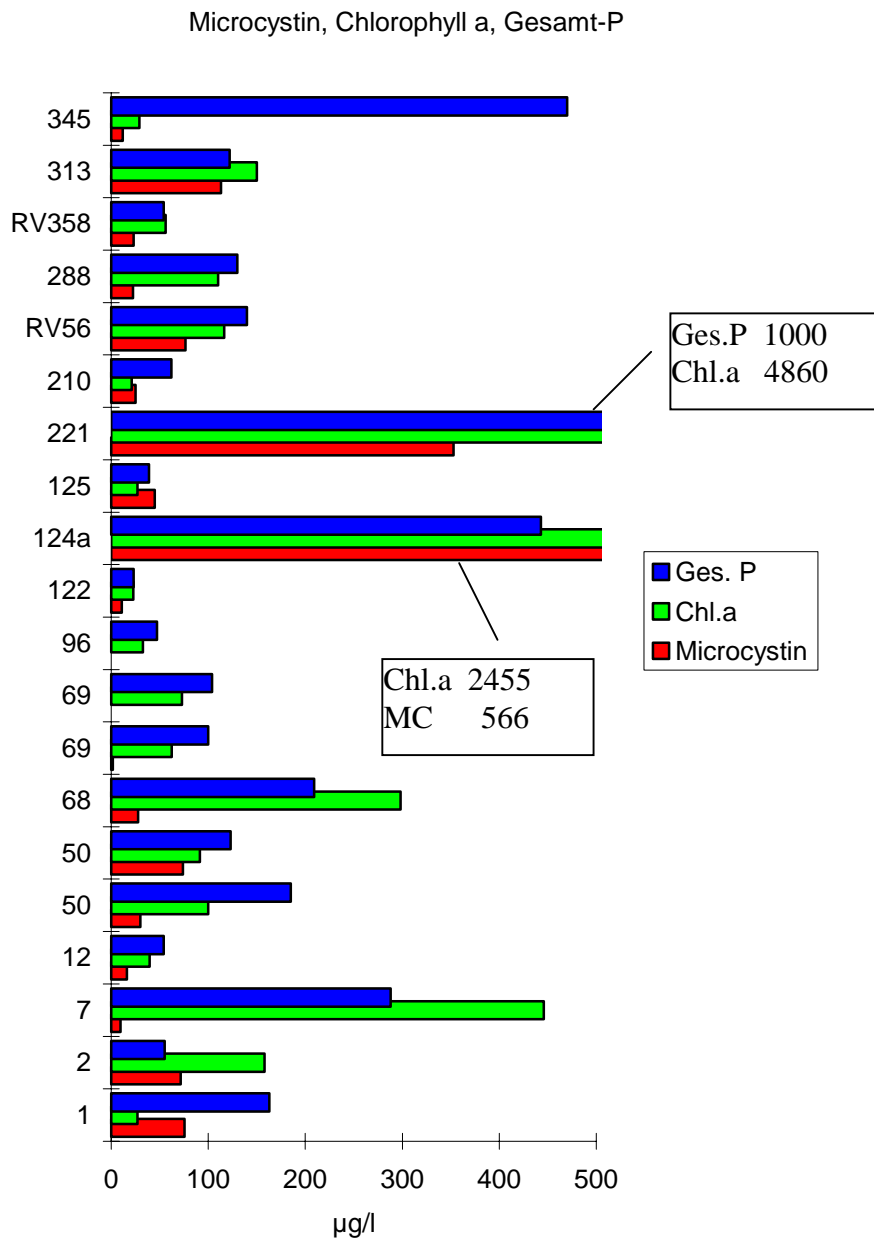


Anhang 5: Microcystinbestimmungen in ausgewählten Gewässerproben (Algenblüten) in µg/L, ELISA- und PP1 Hemmtest Werte bezogen auf MC-LR. Legende Gewässer s. Anhang 1, dominante Algenarten s. Tab. 9, Anhang 1, 2).

Gewässer/Methode	dom. Algen	Σ Chl.a	HPLC	ELISA	PP1-Hemmtest
1 03.08. 99	Mi	27,1		90	
2 03.08. 99	Cer	158		140	
7 03.08. 99	Cm	446		10	
12 23.08. 99	Sce	39,5		20	
Welzheim 17.06. 99	Mi		173,1 MC-RR		75
Welzheim, Aufrahmung 17.06. 99	Mi	5488	7020,5 MC-RR 1890,5 MC-YR 2480,0 MC-LR		
46 03.09. 99	cG	77			6,8
47 03.09. 99	Cm	83			2,2
50 15.06. 99	Sce, mPL	100		30	
05.08. 99	Mif	91,5		35	42,8
58 09.08. 99	Sce, mAon	29	MC-8, < 1,0		
06.09. 99	Stau,, wAon	50	MC-8, < 1,0		
59 5.8. 99	Mi	54			0,6
60 23.08. 99	Cm	17			11,8
65 12.07. 99	µ-Algen	52	<1,0 MC-8, MC-LR		
06.09. 99	µ-Algen, m Aon	37,5	<1,0 MC-8, MC-LR		
20.9. 99	Ana, Li	64,5	<1,0 MC-8, MC-LR		
68 12.07. 99	Li	353	1,0 MC		
26.07. 99	Li	298		35	
06.09. 99	Li	133	1,0 MC		
69 10.06. 99	Di	62		0,0	
26.07. 99	cG, w Mi	73		5	
09.08. 99	µ-Algen	85	< 1,0 MC-LR		
23.08. 99	µ-Algen	193	< 1,0 MC-YR		
96 09.08. 99	Di	33		0,0	
122 31.08. 99	Mi	23	0,19 MC-LR	25	
124a 31.08. 99	Mi	2455	3,499 MC-RR	566	480
125 09.08. 99	Cm, wMi	19			11,2
31.08. 99	Mi	27	4,84 Σ MC's	69	
136 22.06. 99	cG	17			0,0
141 09.08. 99	Co, wPI	126			4,3
145 31.08. 99	Apha	12			4,26
210 22.06. 99	Mi	21		25	3,0

Gewässer/Methode	dominate Algen	Chl.a	HPLC	ELISA	PP1-Hemmtest
221 15.09. 99	Aon, Ana				153,3
16.09. 99	Aon, Ana	6040		360	380
Federsee 25.05. 99	Di, subMi	27			2,2
03.08. 99	Mi	116		100	
23.08. 99	Mi	291			130
243 07.09. 99	Mif				26,5
245 03.08. 99	Mi	23			17,8
288 02.06. 99	Li, mPI, Aon	31			2,6
17.08. 99	Di, hMi	28	0,0	25	0,2
Gr.Ursee 19.05. 99	PI	35			13,3
20.07. 99	PI	54			18,24
17.08. 99	PI	56		25	10,8
07.09. 99	PI	37			21,4
310 28.07. 99	Mi	56			9,5
313 30.06. 99	µ-Algen	48	<1,0		
28.07. 99	Li	85	<1,0		
25.08. 99	Ana	151		110	
326 20.07. 99	Mi	37			13,0
17.08. 99	Mi	81			4,6
07.09. 99	Aon	141			17
329 19.05. 99	Di	10,5			4,9
28.07. 99	PI				64
17.08. 99	PI	58			6,2
339 20.07. 99	Mi	52			14,8
17.08. 99	Mi, subPI	279			28,6
07.09. 99	Aon	68			76
342 02.06. 99	Di	48			1,6
345 16.06. 99	cG	29		10	
346 17.08. 99	cG, subMi, PI	110			49,6
09.09. 99	Ana	83			57,5
352 02.06. 99	Di	35			8,7
17.08. 99	Mi	46			5,8
07.09. 99	PI	40			9,1
353 19.05. 99	Sce,mMi	21			25,6
07.09. 99	P	67			40
355 23.08. 99	Di, subMiw	11			4,7
356 23.08. 99	Miw	15			9,6
Laushm.W. 25.05. 99	Mi	50			23
03.08. 99	P, subMi	56			17
23.08. 99	Mi	79			26,4
Pfr. Rieds. 23.08. 99	PI	90			9,6

Anhang 6: Microcystin, Chlorophyll-a und Gesamt-Phosphor in Wasserproben 1999; die Nummern verweisen auf die jeweiligen untersuchten Gewässer im Anhang1.



Anhang 7: Risikoabschätzung für Cyanobakterientoxine

Die Risikoabschätzung kann auf Grund fehlender eigener toxikologischer Untersuchungen nur an Hand von Literaturdaten durchgeführt werden. Die zur Verfügung stehenden Daten sind in Tierversuchen gewonnen worden. Sie umfassen nur einen Teil der bekannten Toxine und ihrer Kongenere. Es liegen nur wenige Literaturwerte für eine vernünftige Risikoabschätzung vor. Es fehlen vor allen Dingen Daten für Langzeitwirkungen. In geringem Umfang sind LD₅₀ Daten bei i.p. und p.o. applizierten Toxinen vorhanden.

Die akute Belastung von Badenden stellt bisher die wichtigste Belastung dar, die vorgeschlagene Methode kann aber auch zur neuen Bewertung von Trinkwasser herangezogen werden. Eine größere Zahl von toxikologisch relevanten Cyanotoxinen ist bekannt und bei einer Risikoabschätzung zu berücksichtigen.

Die bisherige Risikoabschätzung orientiert sich an einem Standard von Microcystin - LR, da hier Grenzwerte vorliegen (Chorus & Bartram 1999). Es wird hier erstmals versucht, analog der Risikoabschätzung bei Dioxinen (Marquardt & Schäfer 1994), eine Berechnung der Toxinäquivalente (TE) für verschiedene Cyanobakterientoxine darzustellen. Damit können genauere Leitwerte bestimmt werden. Das Verfahren orientiert sich an den LD₅₀ Daten für Microcystin-LR (Chorus & Bartram 1999).

Es wird im folgenden die verwendete Datenbasis dargestellt (Tab.7-1), die Bewertung der Toxine, für die Daten vorliegen (Tab.7-2), die Berechnung erläutert und an einem Beispiel aufgezeigt (Tab.7-3).

In Nord- und Süddeutschland liegt eine andere Verteilung der Toxine vor (Fastner 1997). Eine Bewertung aufgrund einer summativen Toxinbestimmung (ELISA, PP1-Hemmtest) sollte daher nur im Rahmen von Screeningtests eingesetzt werden, da aus gleichen Toxinkonzentrationen entsprechend der Variabilität der verschiedenen Toxine unterschiedliche toxische Risiken abzuleiten sind.

Die Liste kann durch neue Literaturwerte jederzeit ergänzt und verbessert werden.

Tabelle 7-1: LD₅₀-Daten aus Versuchen mit Mäusen, verschiedene Toxine
(MC = Microcystin)

1.) LD₅₀ von Mäusen i.p.

MC-LR	25-150 µg/kg bw	(Chorus & Bartram 1999)
	50-60 µg/kg bw	sind allgemein akzeptiert (Chorus & Bartram 1999)
	32,5-100 µg/kg bw	(Hermansky et al 1991)
	56 µg/kg bw	(Falkoner et al. 1988)
MC - LA, -YR, -YM	ähnlich wie MC-LR	(Chorus & Bartram 1999)
MC - RR	500 µg/kg bw	(Chorus & Bartram 1999)

Anatoxin a	375 µg/kg bw	(Fitzgeorge et al.1994)
	<100 µg/kg bw	(Fawell & James 1994)
Anatoxin a	200-250 µg/kg bw	(Carmichael 1982, 1988)
Anatoxin a (s)	20 µg/kg bw	(Mamood & Carmichael 1986)

Saxitoxin	10 µg/kg bw
Neosaxitoxin	65 µg/kg bw

Cylindrospermopsin	300 µg/kg bw	(Hawkins et al. 1985,1997)
	200 µg/kg bw	(Othani et al 1992)

Lipopolysaccharide (LPS = Endotoxine)

1-1,2 mg/ Maus alle tot

Annahme: Sicherheitsfaktor 100:

10 µg/ Maus (25 g) → 400 µg/kg bw

2.) LD₅₀ von Mäusen oral

MC-LR	5.000 µg/kg bw	(Fawell et al. 1994)
	11.000 µg/kg bw	(Yoshida et al. 1997)
Anatoxin a	>5.000 µg/kg bw	(Fitzgeorge et al.1994)
Saxitoxin	263 µg/kg bw	
Cylindrospermopsin	2.000 µg/kg bw	

Tabelle 7-2: Berechnung der Gewichtungsfaktoren für Microcystinkongenere und Neurotoxine auf Grundlage der Daten der Tabelle1. Toxikologischer Äquivalentfaktor (TE) für Microcystin -LR = 1. Nr.1 = 25 µg/kg bw (niedrigster experimenteller Wert für LD₅₀), Nr. 2 = 50 µg/kg bw (allgemein akzeptierte niedrigste LD₅₀). TE für Saxitoxin (Neurotoxin) = 1 (= 10 µg/kg bw niedrigste experimentelle LD₅₀ (Maus) (Chorus & Bartram 1999)).

Hepatotoxine**Gewichtungsfaktor (TE)**

	Nr. 1	Nr. 2
MC-LR	1	1
MC - LA, -YR, -YM	1	1
MC - RR	0,05	0,1
Cylindrospermopsin	0,083-0,125	0,16-0,25
Lipopolysaccharide	0,0625	0,125

Neurotoxine**Gewichtungsfaktor (TE)**

Saxitoxin	1,0
Neosaxitoxin	0,156
Anatoxin a	0,026 - 0,1
Anatoxin a (s)	0,5

Tabelle 7-3: Beispiele für Berechnungen von Toxinäquivalenten

a. Daten für Toxine in Anlehnung nach Bumke-Vogt 1997, Fastner 1997 für ein Gewässer in Norddeutschland:

Toxine	Messwert [µg/l]	Faktor	Äquivalenzwert
MC-LR	60	1	60
MC-YR	65	1	65
MC-RR	235	0,05	11,75
Anatoxin a	1,2	0,1	0,12
Summe	361,2		136,87

b. Daten für Toxine in Anlehnung nach Frank et al. (2000) für ein Gewässer in Süddeutschland

Toxine	Messwert [µg/l]	Faktor	Äquivalenzwert
MC-LR	185	1	185
MC-YR	95	1	95
MC-RR	80	0,05	4
Summe	360		284

Anhang 8: Untersuchungsgewässer, die 1999 durch dominante Cyanobakterienentwicklungen gekennzeichnet waren, bzw. hohe Microcystin-Konzentrationen aufwiesen. Die Nummerierung der Gewässer bezieht sich auf das Badegewässerverzeichnis von 1998. Dominante Cyanobakterien Mi = Microcystis, PL = Planktothrix, Ana = Anabaena, Aon = Aphanizomenon, Aph = Aphanothece, Li = Limnothrix. Trophiestufen s. Tab. 4.

Gewässername	Ges.-P [mg/L]	Chl.-a [mg/L]	dom. Arten	Trophie
1 Bürgersee	0,05	0,03	Mi	e2
Leineck	0,18	0,12	Mi	p1
Welzheimer Stadtweiher	2,0	5,5	Mi	hy
31 Railhof	0,19	0,173	Mi, PL	p2
33 Buchhorner See	0,14	0,159	Mi, Aph	p2
37 Degenbachstau	0,28	0,19	PL	hy
46 Badese See Schwarzenbronn	0,09	0,08	PL	p2
47 Karoth-See	0,19	0,08	Aon	p2
50 Badese See Rinderfeld	0,19	0,1	PL	p1
Rötelen-See	0,27	0,33	Ana	hy
55 Häslesee	0,21	0,1	Ana, PL	p1
56 Haselbachsee	0,05	0,08	Mi	e2
59 Sonnenbachsee	0,1	0,05	Mi	p1
65 Orrotsee	0,18	0,05	Ana, Aon	p1
68 Rehnenmühlensee	0,2	0,3	Li	p2
69 Badese See Buch	0,09	0,08	PL	p1
124 a Waltershofer See	0,2	0,07	Mi	p2
125 Silbersee	0,04	0,03	Mi	e1
147 Kleiner Niederwaldsee	0,4	0,3	Mi	e2
Baggersee Schlossberg/Ortenberg	0,09	0,37	Mi	p1
221 Kirchentellinsfurter Baggersee	1,0	6,0	Ana, Aon	e1
238 Badese See Heppenacker		0,04	PL	p1
Federsee	0,15	0,3	Mi	p1

Gewässername	Ges.-P [mg/L]	Chl.-a [mg/L]	dom. Arten	Trophie
245 Niklassee	0,05	0,05	Mi	e2
248 Füramoos	0,12	0,15	Mi	p2
Muttelsee	0,06	0,05	Mi, PL	e2
288 Kreuzweiher	0,13	0,11	Mi	p1
Großer Ursee	0,05	0,05	PL	e2
310 Holzmühleweiher	0,1	0,06	Mi	p1
313 Metzisweiler Weiher	0,12	0,15	Mi	p1
326 Badensee Beuren	0,07	0,08	Mi	e2
329 Freibad Obersee /Kißlegg	0,06	0,06	PL	e2
333 Moorfreibad Herlatzhofen	0,05	0,05	Mi	p1
339 Elitzsee	0,07	0,07	Ana	p1
342 Neuravensburger Weiher	0,17	0,1	Ana	p1
346 Vorsee	0,09	0,11	Mi	p2
352 Bibersee	0,03	0,04	Mi	e2
353 Häckerweiher	0,05	0,05	Ana, Pl	p1
Lausheimer Weiher	0,05	0,05	Mi	p1
Pfrunger Riedsee	0,1	0,09	PL	p1