

Empfehlung zum Schutz von Badenden vor Cyanobakterien-Toxinen

Zum Schutz von Badenden vor Cyanobakterien-Toxinen hat das Bundesgesundheitsblatt im Juni 1992 und Juli 1997 [1, 2] Empfehlungen veröffentlicht, zu deren Umsetzung mittlerweile Praxiserfahrung vorliegt. Ziel der „Empfehlung zum Schutz von Badenden vor Cyanobakterien-Toxinen“ ist dabei nicht, das Baden in Gewässern, insbesondere auch nicht für Kinder, einzuschränken, sondern unter Beachtung des vorsorgenden Gesundheitsschutzes eine Nutzung der Gewässer zu ermöglichen. Weitere Erkenntnisse seit 1997 haben die weite Verbreitung toxischer Cyanobakterien in Badegewässern bestätigt: bei Dominanz der in Deutschland sehr häufig auftretenden Gattungen *Microcystis* und *Planktothrix* werden nur selten Proben gefunden, die kein Microcystin enthalten [3, 4, 5].

Nach Auswertung der vorliegenden Erfahrungen veröffentlicht das Umweltbundesamt auf Empfehlung der Badewasserkommission des Umweltbundesamtes und des Bund-Länder-Arbeitskreises Badegewässer (BLAK) die folgende Empfehlung.

1 Problem und Hintergrundinformation

An nahezu der Hälfte der bundesdeutschen Badestellen an Binnengewässern kann eine Sichttiefe von 1 m (imperativer Wert) nicht ständig eingehalten werden. Häufig können diese Trübungen auf Massenentwicklungen von Cyanobakterien (Blualgen) zurückgeführt werden. Ursache dieser Massenentwicklungen ist die Überdüngung der Gewässer, meist mit Phosphat, in manchen Fällen auch mit Stickstoff. Diese Nährstoffe stammen aus Klärwerksabläufen, aus Abschwemmungen von landwirtschaftlich

genutzten Flächen und in Städten auch aus Einleitungen von Straßen- und Dachabläufen sowie Regenüberläufen.

Cyanobakterien können eine Vielzahl von Wirkstoffen bilden, mit sehr unterschiedlichen und z. T. stark toxischen Wirkungen – so genannte „Cyanotoxine“. Für manche (insbesondere Microcystine) zeichnet sich ab, dass sie konstitutionelle Zellbestandteile sind, d. h., sie sind immer in den Zellen enthalten, sofern diese das Gen für ihre Bildung besitzen. Andere (z. B. Cylindrospermopsin, s. u.) werden unter bestimmten Wachstumsbedingungen gebildet. Auch treten manche Cyanotoxine vorwiegend intrazellulär auf und werden kaum ausgeschieden (z. B. Microcystine). Im Wasser gelöst findet man sie in kurzen Phasen des massenhaften Absterbens von Zellen, wenn das Toxin durch ihre Zersetzung frei wird. Andere (z. B. Cylindrospermopsin oder Anatoxin, s. u.) werden auch von intakten Zellen zu einem hohen Anteil in das die Zellen umgebende Wasser abgegeben.

Sowohl nach dem Verschlucken von Wasser als auch beim direkten Hautkontakt mit belastetem Wasser wurde verschiedentlich über lokale Symptome wie Haut-/Schleimhautreizungen, Bindehautentzündungen und Ohrenschmerzen berichtet. Darüber hinaus sind auch schwerwiegendere gesundheitliche Beeinträchtigungen wie Gastroenteritiden, Atemwegserkrankungen, allergische Reaktionen und Leberveränderungen beobachtet worden (siehe Übersicht 1). Die Mehrzahl dieser Beobachtungen wurde im Zusammenhang mit dem Genuss von kontaminiertem Trinkwasser dokumentiert. Bei diesem Expositionspfad werden aufgrund der größeren und geschlosseneren Kollektive Auffälligkeiten zudem eher erkannt als bei Badegästen.

Zur Exposition beim Baden liegt, neben einzelnen Kasuistiken, bisher nur eine systematische epidemiologische Untersuchung aus Australien [16] vor. Pilotto et al. zeigten in ihr eine signifikante Zunahme gastrointestinaler und dermalen Symptome in Abhängigkeit von der Cyanobakterienzellichte und der Aufenthaltsdauer im Gewässer. Schon bei Zelldichten von 5000 bis 20.000 Zellen/ml wurde in dieser Studie eine deutliche Zunahme der Krankheitserscheinungen (gegenüber dem nicht exponierten Kollektiv um den Faktor 2,7) beobachtet. Ein Zusammenhang zur Konzentration der 3 gezielt untersuchten Cyanotoxine konnte hingegen nicht festgestellt werden, sodass vermutlich andere Inhaltsstoffe bzw. Zellwandbestandteile der Cyanobakterien für diese Wirkungen ursächlich sind.

Im Rahmen einer Risikobetrachtung sind folgende wesentliche Gesundheitsaspekte im Zusammenhang mit Cyanobakterien-Massenentwicklungen zu unterscheiden:

- ▶ systemische Wirkungen durch Cyanotoxine,
- ▶ Haut- und Schleimhautreizungen durch Zellinhaltsstoffe und Bestandteile der Zellwand (u. a. den Lipopolysacchariden),
- ▶ für sensible Personen allergische Reaktionen auf Cyanobakterien-Bestandteile,
- ▶ geruchliche/ästhetische Beeinträchtigungen beim Baden (durch freigesetzte Substanzen, wie z. B. Terpene und Aldehyde) und
- ▶ ausgeprägte Gewässertrübung durch die hohe Cyanobakterien-Zelldichte.

Übersicht 1:

Fallbeispiele und Berichte zu akuten Erkrankungen durch toxische Blaualgen

Exposition über Trinkwasser

- 1931 USA: Eine massive *Microcystis*-Blüte in den Ohio- und Potomac-Rivers führte zur Erkrankung von 5000–8000 Personen, deren Trinkwasser aus diesen Flüssen stammte. Fällung, Filtration und Chlorung als Trinkwasseraufbereitung genügten nicht, um Microcystin zu entfernen [6].
- 1968: Zahlreiche Fälle von Magen-Darm-Erkrankungen nach Kontakt mit Massenentwicklungen von Cyanobakterien werden von Schwimmer und Schwimmer [7] zusammengestellt.
- 1981 Australien: In der Stadt Armadale waren Leberenzymaktivitäten der Bevölkerung derjenigen Stadtteile erhöht, deren Trinkwasser aus einem mit Cyanobakterien belasteten Gewässer stammte [8].
- 1985 USA: Carmichael stellt Fallbeispiele zusammen zu Übelkeit, Erbrechen, Durchfall, Fieber, Augen-, Ohren- und Halsentzündungen nach Kontakt mit Massenentwicklungen von Cyanobakterien [9].
- 1985 Australien: Der Versuch der Bekämpfung einer Population von *Cylindrospermopsis raciborskii* im Trinkwasserspeicher von Palm Island mit Kupfersulfat (zur gezielten Abtötung der Blüte) führte zu einer stoßartigen Freisetzung des Toxins und zu heftigen Erkrankungen (z. T. mit Krankenhausaufenthalt) desjenigen Teiles der Bevölkerung, der mit diesem Wasser beliefert wurde [10].
- 1988 Brasilien: Am Itaparica Stausee in Bahia wurden rund 2000 Fälle von Gastroenteritis innerhalb von 42 Tagen registriert, 88 davon tödlich. Die Ursachensuche fand keine Hinweise auf pathogene Bakterien oder Viren, jedoch eine hohe Bestandsdichte toxischer Cyanobakterien in der Trinkwasserversorgung der betroffenen Gebiete [11].
- 1993 China: Epidemiologische Studien weisen auf einen Zusammenhang zwischen der Häufigkeit von Leberkrebs und der Trinkwasserversorgung (meist ohne Aufbereitung) aus Oberflächengewässern (häufig mit Cyanobakterien belastet) hin [12].
- 1994 Malmö, Schweden: In einer Zuckerfabrik wurde eine illegale Brauchwasserinstallation (stark *Planktothrix*-haltiges Flusswasser ohne Aufbereitung; einige Tage vor sowie nach der Erkrankung wurden in der *Planktothrix agardhii*-Massenentwicklung Microcystine nachgewiesen) versehentlich mit der Trinkwasserleitung verschaltet; es kam zu einem Rückstau ins Trinkwasser. 121 von 304 Dorfbewohnern (sowie Hunde und Katzen) erkrankten (Erbrechen, Durchfall, Muskelkrämpfe, Übelkeit; [13]).

Badegewässer

- 1959 Saskatchewan: Trotz eines Viehsterbens und Warnungen vor dem Baden wurde in den betroffenen Gewässern gebadet; 13 Personen erkrankten (Kopfschmerzen, Erbrechen, Übelkeit, Muskelschmerzen, schmerzhafte Diarrhöe). Im Stuhl eines Patienten (selbst ein Arzt), der versehentlich ca. 300 ml Wasser geschluckt hatte, konnten zahlreiche *Microcystis*-Zellen und einige Trichome von *Anabaena circinalis* eindeutig nachgewiesen werden [14].
- 1989 England: 10 von 20 Soldaten erkrankten nach dem Paddel- und Schwimmtraining in einem stark mit *Microcystis* spp.-belasteten Gewässer, 2 davon benötigten einen mehrtägigen Krankenhausaufenthalt [15]. Nach persönlicher Mitteilung erkrankten unter den 20 die 10 schlechteren Schwimmer, da sie am meisten Wasser geschluckt hatten.
- 1995 Australien: Pilotto et al. zeigen eine signifikante Zunahme gastrointestinaler und dermaler Symptome in Abhängigkeit von der Cyanobakterienzellichte und der Aufenthaltsdauer im Gewässer [16].

Andere Expositionspfade – Hämodialyse

- 1975: Endotoxischer Schock von 23 Dialysepatienten in Washington DC wird auf Cyanobakterien in der Trinkwassertalsperre zurückgeführt [17].
- 1996 Brasilien: 131 Dialysepatienten wurden bei der Dialyse mit Microcystin-haltigem Wasser behandelt, wovon rund 70 verstarben, in der Mehrzahl mit typischen Symptomen der Microcystinvergiftung und Microcystingehalten in der Leber, die denen von Versuchstieren nach einer tödlichen Dosis entsprechen. Es konnten keine anderen Krankheitsursachen festgestellt werden [18].

Allergische Reaktionen auf Zellbestandteile der Blaualgen werden aufgrund einzelner Kasuistiken als wahrscheinlich angenommen, wobei erste Hinweise aus Tierversuchen kürzlich erstmalig publiziert wurden [19]. Welche Bedeutung derartige Reaktionen für Badende haben, kann zurzeit jedoch noch nicht abgeschätzt werden.

Aus der Sicht des Gesundheitsschutzes kommt den systemischen Wirkungen der Cyanotoxine nach oraler Aufnahme die größte Bedeutung zu. In diesem Zusammenhang stellen im Uferbereich der Badestelle 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. Auch Kinder im Grundschulalter können beim Toben im Flachwasserbereich größere Wassermengen aufnehmen.

In Tabelle 1 sind die wichtigsten heute bekannten Toxine von Süß- und Brackwasser-Cyanobakterien zusammengestellt. Es handelt sich bei ihnen insbesondere um hepato- und neurotoxische Oligopeptide und Alkaloide, deren zum Teil hohe akute Toxizität tierexperimentell auffällt. Dabei ist zu beachten, dass von vielen Substanzen aus Cyanobakterien eine Strukturaufklärung noch aussteht. Umgekehrt werden auch zahlreiche Inhaltsstoffe in Cyanobakterien beschrieben, deren Wirkung erst in Ansätzen untersucht wurde. Es wird angenommen, dass mit den in Tabelle 1 dargestellten Stoffen die wichtigsten systemisch wirkenden Cyanotoxine beschrieben sind, die Entdeckung weiterer Cyanotoxine ist jedoch wahrscheinlich.

Für die Badewässer in Deutschland sind aufgrund ihres häufigen Vorkommens (s. u.) die Microcystine von besonderer Bedeutung. Daher soll auf deren Wirkung näher eingegangen werden. Microcystine sind aus 7 verschiedenen Aminosäuren zusammengesetzte zyklische Heptapeptide mit einem Molekulargewicht im Bereich von ca. 900–1100 Dalton. Bisher wurden rund 70 verschiedene Strukturvarianten beschrieben, von denen insbesondere das sehr häufig vorkommende Microcystin-LR toxikologisch relativ gut untersucht ist, während Informationen über die anderen Einzelsubstanzen vorwiegend auf Daten zur

akuten Toxizität (z. B. LD₅₀ i.p. Maus) beschränkt sind.

Akute Leberschädigungen und tödliche Vergiftungsfälle durch Microcystine sind für Haus- und Nutztiere sowie wild lebende Tiere (z. B. Fische und Vögel) vielfach beschrieben worden. Darüber hinaus zeigen verschiedene Studien im Tierexperiment dosisabhängig toxische Effekte, wie eine Gewichtsreduktion sowie funktionale und strukturelle Leberveränderungen (z. B. Erhöhung der Leberenzyme, Einblutungen, Gewebsnekrosen). Auf molekularer Ebene hemmt Microcystin aufgrund einer kovalenten Bindung die Proteinphosphataseaktivität. Ferner beschreiben einige neuere Untersuchungen Microcystine als Tumorpromotoren, und chinesische Untersuchungen beobachteten eine Korrelation zwischen dem Auftreten primärer Leberzellkarzinome und dem Vorkommen von Microcystinen im Rohwasser, das unmittelbar aus Oberflächenwasser gewonnen wurde [12]. Einschränkung muss jedoch festgehalten werden, dass im Rahmen der vorgenannten Studie gleichzeitig noch weitere lebertoxische Substanzen vorlagen und z. B. die endemische Rate an Hepatitis B in der Region hoch war.

Bei einem Vorfall in Brasilien wurde mit Microcystinen und möglicherweise auch weiteren Cyanotoxinen kontaminiertes Wasser zur Hämodialyse eingesetzt, woraufhin die behandelte Patientengruppe typische akute Vergiftungserscheinungen zeigte; unter anderem kam es zu über 70 Todesfällen [18].

2 Cyanotoxine – Vorkommen und Expositionsrisiko

Neurotoxine scheinen – ersten Erhebungen zufolge – in Deutschland selten in hohen Konzentrationen vorzukommen [20]. Dagegen bilden in zahlreichen Badegewässern Deutschlands Cyanobakterien der Gattungen *Microcystis*, *Planktothrix*, *Anabaena* und *Aphanizomenon* zeitweilig Massenentwicklungen, insbesondere während der Sommermonate. Eine erste Erhebung ihres Toxingehalts zeigte, dass *Microcystis* und *Planktothrix* nahezu stets die hepatotoxischen Microcystine enthalten, oftmals in hohen Konzentrationen [21]. An der Ostseeküste kann bei massenhaftem Auftreten von *Nodularia spumigena* das in Struktur und Wirkung den Microcystinen sehr

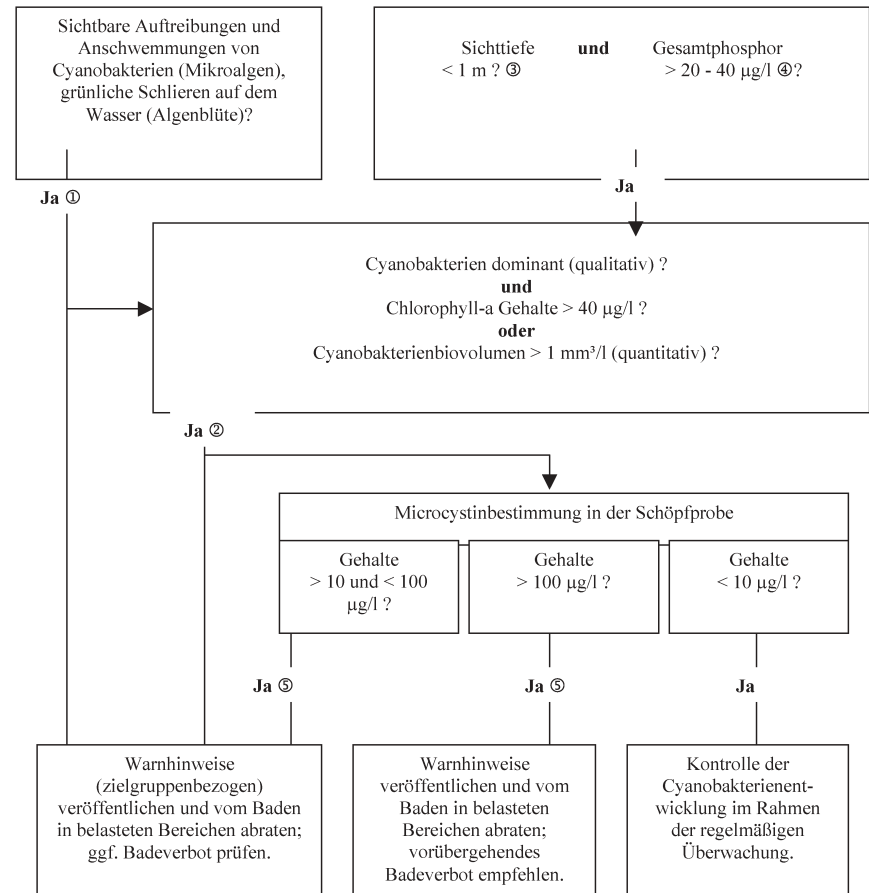


Abb. 1 ▲ Überwachungsschema Cyanobakterien und Microcystinen in Badegewässern

- 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. 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.

ähnliche Nodularin (siehe Tabelle 1) ebenfalls zu einem Expositionsrisiko bei Freizeitaktivitäten führen.

Die Überwachung des Cyanotoxin-Vorkommens wird durch folgende Eigenschaften der Cyanobakterien erschwert:

- ▶ Die Toxingehalte sind zwischen verschiedenen Cyanobakterienarten sehr unterschiedlich ausgeprägt, und auch innerhalb ein und derselben Art können verschiedene Genotypen (z. B. mit und ohne Gen für Microcystinproduktion) vorkommen, die morphologisch (bei der mikroskopischen Untersuchung) nicht zu unterscheiden sind. Auf Grundlage der Cyanobakterienmenge (Zellzahl

oder Biomasse pro Liter) kann daher das Expositionsrisiko nur für den schlimmsten Fall des maximal zu erwartenden Toxingehaltes abgeschätzt werden (Worst-case-Annahme).

- ▶ Das Cyanobakterien-Vorkommen kann im Gewässer räumlich und zeitlich aufgrund biotischer und abiotischer Einflüsse ein äußerst heterogenes Verteilungsmuster annehmen, insbesondere für die Arten und Gattungen, die aufgrund ihres Gehaltes an Gasvakuolen an der Wasseroberfläche zu so genannten „Wasserblüten“ aufsteigen oder „aufrahmen“. Diese „Blüten“ können windabhängig in bestimmten Gewässerbereichen akkumulieren, jedoch auch bei Wech-

sel der Windrichtung rasch wieder verdriftet werden. Somit beeinflussen auch physikalische Gewässereigenschaften wie die Morphologie und die Lage von Badestellen das potenzielle Gesundheitsrisiko durch toxische Cyanobakterien. Da die „Blüten“ mit der Anreicherung ihrer Zellen zu sehr hohen Toxinkonzentrationen führen können, geht von ihnen das höchste Risiko aus. Andererseits ist dieses auch leicht mit bloßem Auge zu erkennen und somit für informierte Badegäste vermeidbar.

- Die Cyanobakterien-Population in einem Gewässer variiert im jahreszeitlichen Muster in Abhängigkeit von abiotischen (Temperatur, Lichtverfügbarkeit) und biotischen (Konkurrenz durch andere Phytoplankton-Arten, Fraßdruck durch Zooplankton) Faktoren. In manchen Gewässern (vorwiegend in größeren) wiederholen sich relativ ähnliche jahreszeitliche Muster von Jahr zu Jahr, sodass bei mehrjähriger Kenntnis des Gewässers recht gute Prognosen des Vorkommens möglich sind. In anderen (insbesondere kleinen Seen) sind die Muster des Cyanobakterien-Vorkommens stärker variabel.

In erster Linie bestimmt die Konzentration an Pflanzennährstoffen (in der Regel des Gesamtphosphors, auch „Gesamt-P“ genannt) die maximal mögliche Dichte der Cyanobakterien-Zellsuspension und somit auch die maximal zu erwartende Toxinkonzentration (außerhalb von „Blüten“ an der Oberfläche). Ist die Gesamt-P-Konzentration gering, so fehlt auch die Kapazität für die Bildung hoher Zelldichten. Für flache, durchmischte Gewässer liegt eine Erfahrungsschwelle bei rund 0,04 mg/l Gesamt-P, unterhalb derer Massenentwicklungen von Cyanobakterien kaum beobachtet werden. Bei tiefen und thermisch stabil geschichteten Gewässern liegt diese Schwelle niedriger. In solchen Gewässern ist bei geringer Gesamt-P-Konzentration die Dichte der Zellsuspension zwar geringer. Bei Dominanz von Arten, die an der Wasseroberfläche auftrieb, können sich diese „Blüten“ jedoch aus einem größeren Wasserkörper rekrutieren und somit in manchen Gewässern hohe Toxinakkumulationen erzeugen. Schwellenwerte liegen für solche

Gewässer bei 0,02 mg/l Gesamt-P, im Einzelfall gar bei 0,01 mg/l.

Für die Bewertung des Expositionsrisikos sind aufgrund dieser Zusammenhänge Kenntnisse des Gewässers unabdingbar. Gute Kenntnisse des Gewässers verbessern die Prognosesicherheit des Auftretens hoher Cyanobakterien-Dichten an Badestränden erheblich, und nach 2–3 Jahren intensiverer Untersuchung kann auf der Basis von Ergebnissen intensiver Messprogramme der Überwachungsaufwand häufig reduziert werden. Dies wird durch gewässerökologische Fachkompetenz wesentlich erleichtert. Insbesondere für die Phase der Planung von Untersuchungsprogrammen, der Etablierung der Methoden und der Bewertung der Ergebnisse wird eine Kooperation der zuständigen Gesundheitsbehörde mit den regionalen Umweltbehörden und/oder – falls vorhanden – mit anderen Institutionen, die das jeweilige Badegewässer unter ökologischen Gesichtspunkten untersuchen, nachdrücklich empfohlen.

3 Risikoabschätzung

Eine Risikoabschätzung für Badende ist vor dem Hintergrund der eingeschränkten toxikologischen und epidemiologischen Datenlage nur mit großen Unsicherheiten möglich. Aufgrund des derzeitigen Kenntnisstandes muss jedoch davon ausgegangen werden, dass Baden in eutrophen, stark mit Cyanobakterien belasteten Gewässern ein Gesundheitsrisiko darstellt, insbesondere bei wiederholter Exposition innerhalb weniger Tage bis Wochen bei hoher Zelldichte bzw. Toxinkonzentration.

Aus den Ergebnissen der Pilotstudie leiten Gesundheitsbehörden in einigen Ländern für Freizeitaktivitäten mit hohem Expositionsrisiko (z. B. Schwimmen, Tauchen, Windsurfen und Paddeln) einen „Grenzwert“ von 15.000–20.000 Cyanobakterienzellen pro ml in der obersten Wasserschicht ab [22]. Dieser Wert ist nicht unmittelbar auf die Verhältnisse in Deutschland übertragbar, da hier häufig fädige Cyanobakterien-Arten vorkommen, deren einzelne Zellen nicht gezählt werden können. Zudem kann die Zellgröße zwischen verschiedenen Arten stark variieren. Es bietet sich daher an, Wertsetzungen möglichst über die Cyanobakterien-Biomasse bzw. die Toxinkonzentration zu definieren. Fer-

ner liegt der vorgenannte „Grenzwert“ sehr niedrig. So kann bei 15.000–20.000 Zellen pro ml die Sichttiefe durchaus noch mehrere Meter betragen. Auch die Konzentration der systemisch wirkenden Cyanotoxine wird in diesen Fällen gering sein. Diese Wertsetzung ist daher primär auf die nicht-systemischen Wirkungen beim Baden bezogen.

Die hier verwendete Ableitung eines Leitwertes für die Cyanobakterien-Biomasse in Badegewässern orientiert sich am Microcystin. Unter den bisher bekannten Cyanotoxinen geht in unsere Breiten von Microcystinen das größte Risiko für die menschliche Gesundheit aus. Dies insbesondere wegen ihrer ausgeprägten Toxizität, den hohen Gehalten in vielen Cyanobakterien-Arten und wegen ihres häufigen Vorkommens. Für das Vorkommen der sehr häufigen Strukturvariante Microcystin-LR im Trinkwasser gibt die Weltgesundheitsorganisation (WHO) einen vorläufigen Leitwert von 1 µg/l an [23]. Ein Leitwert im Rahmen der Badegewässernutzung wurde von dieser Organisation bisher nicht abgeleitet, es sind jedoch verschiedene Risikobetrachtungen in der wissenschaftlichen Literatur beschrieben worden [24, 25]. Zusammenfassend kann davon ausgegangen werden, dass bei Konzentrationen im Wasser von unter 100 µg Microcystin/l ein ausreichender Sicherheitsabstand vor der Gefahr einer akuten Vergiftung mit diesen Cyanotoxinen durch Wasserschlucken beim Baden besteht. Aufgrund der derzeit nicht ausreichenden Datenlage zur Risikoquantifizierung im Rahmen einer langfristigen Exposition sollte der vorgenannte Wert streng ausgelegt werden. Bei Microcystin-Gehalten zwischen 10 und 100 µg/l sollten deshalb Warnhinweise an die Bevölkerung gegeben werden und je nach konkreter Situation im Gewässer ein Badeverbot geprüft werden (siehe Abb. 1).

Es ist zu beachten, dass die vorliegende Empfehlung vorwiegend auf den Schutz vor den systemischen Wirkungen durch Cyanotoxine abzielt. Es muss davon ausgegangen werden, wie auch die vorgenannten epidemiologischen Daten andeuten, dass lokale Wirkungen (z. B. Haut- und Schleimhautreizungen) mit den in dieser Empfehlung aufgeführten Überwachungsmaßnahmen nicht in jedem Fall ausgeschlossen werden können.

Tabelle 1

Überblick der bekannten Cyanotoxine, ihrer chemischen Struktur sowie des Kenntnisstandes zu ihrer Toxizität und Wirkungsweise (aus Höll 2002 [5]; Daten weitgehend aus Sivonen und Jones 1999 [3] sowie Kuiper-Goodman et al. 1999 [3])

Cyanotoxin	Cyanobakterien, in denen das Toxin gefunden wurde	Information verfügbar über					
		Struktur	Akute Toxizität i.p. Maus (LD ₅₀ in µg/kg Körpergewicht)	Akute Toxizität oral (LD ₅₀ in µg/kg Körpergewicht)	Chronisch. Toxizität oral (NOAEL oder LOAEL µg/kg Körpergewicht)	Mechanismus der Toxizität	Karzinogenität
Microcystin-LR	<i>Microcystis, Anabaena, Nostoc</i>	Cyclische Peptide mit ADDA	60 (25–125)	5000	40–100	Blockiert Proteinphosphatasen 1 und 2 A insb. in der Leber → Zerstörung des Lebergewebes, inneres Verbluten	Förderung des Tumorwachstums qualitativ nachgewiesen
Andere Microcystine	<i>Microcystis, Planktothrix/Oscillatoria, Anabaena, Nostoc</i>	Cyclische Peptide mit ADDA	60–>1200	Keine Daten	Keine Daten	Blockiert Proteinphosphatasen 1 und 2 A insb. in der Leber → Zerstörung des Lebergewebes, inneres Verbluten	Förderung des Tumorwachstums aufgrund der Wirkmechanismen wahrscheinlich
Nodularin	<i>Nodularia spumigena</i>	Cyclische Peptide mit ADDA	Ähnlich wie Microcystin	Keine Daten	Keine Daten	Blockiert Proteinphosphatasen 1 und 2 A insb. in der Leber → Zerstörung des Lebergewebes, inneres Verbluten	Karzinogen
Anatoxin-a	<i>Anabaena, Planktothrix/Oscillatoria, Aphanizomenon, Cyndrospermum</i>	Alkaloid	250	Ca. 2400 (erste Hinweise)	Ca. 100–2400 (erste Hinweise)	Blockiert postsynaptische Depolarisation und somit neuronale Signalübertragung → Atmungslähmung	Keine Daten
Saxitoxine und Strukturanaloge (auch als „PSP-Toxine, d. h. „Paralytic Shellfish Poisons“ bekannt“)	<i>Aphanizomenon, Anabaena, Lyngbya, Cyndrospermopsis raciborskii</i>	Alkaloid	10–30	128–420	Keine Daten	Blockieren Natriumkanäle und somit neuronale Signalübertragung → Atmungslähmung	Keine Daten
Anatoxin-a (S)	Nur aus 2 Arten von <i>Anabaena</i> bekannt	Organophosphat	20	Keine Daten	Keine Daten	Blockieren Acetylcholinesterase und somit neuronale Signalübertragung → Atmungslähmung	Keine Daten
Cylindrospermopsin	<i>Cylindrospermopsis raciborskii, Aphaizoon ovalisporum, Umezakia natans, Raphidiopsis curvata</i>	Alkaloid	2100 (24 h) 200 (5–6 d)	4400–6900?	Keine Daten	Blockiert Proteinsynthese; erhebliche kumulative Toxizität → Lebersversagen	Hinweis auf Karzinogenität
Lipopolysaccharide	Zellwände aller Gram-negativen Bakterien, einschließlich Cyanobakterien	Zucker-Lipid-Kondensat (meist Hexose und C ₁₄ -C ₁₈ Fett-säure)	Keine Daten	Keine Daten	Keine Daten	Reiz- und Entzündungswirkung auf alle exponierten Gewebe → Magen-Darm-Erkrankungen, Fieber	Keine Daten

ADDA 2S,3S,8S,9S)-3-amino-9-methoxy-2,6,8-trimethyl-10-phenyldeca-4,6-dienoic acid ist eine Aminosäuren-Seitenkette dieser Peptide, die spezifisch für Microcystine ist und bislang in keinem anderen Organismus gefunden wurde; NOAEL No observed advers effect level; LOAEL Lowest observed advers effect level; i.p. intra peritoneal.

4 Überwachung von Badegewässern und Sofortmaßnahmen zum Schutz der Badegäste

Im Folgenden wird ein Überwachungs- und Bewertungsschema empfohlen, das auf eine hohe Sicherheit der Badenden abzielt, den Überwachungsaufwand jedoch auf Situationen mit großer Gefährdungswahrscheinlichkeit begrenzt. Es basiert auf der Empfehlung des UBA von 1997, die jedoch aufgrund der Erfahrungen in den Ländern angepasst wurde. Das Überwachungsschema strukturiert sich in 3 Stufen, (a) der visuellen Inspektion und Bewertung, unter Berücksichtigung der ökologischen Situation der Gewässer, (b) der Untersuchung auf Cyanobakterien und (c) der Bestimmung der Gehalte an Microcystinen. Aufgrund der Ergebnisse der ersten oder der ersten und der zweiten Stufe können bereits Maßnahmen zur Information und zum Schutz der Badegäste getroffen oder aber eine Gefährdung weitgehend ausgeschlossen werden. Eine Vertiefung der Untersuchungen kann jedoch häufig eine unnötige Einschränkung der Gewässernutzung vermeiden.

Ist der Zugriff auf Fachkompetenz für alle 3 Stufen gegeben, ist die angegebene Reihenfolge hinsichtlich des Aufwandes die günstigste. Fehlt jedoch z. B. die Kompetenz für die mikroskopische Untersuchung und ist der Zugriff auf einen Immunoassay zur raschen Microcystinbestimmung leicht möglich, so kann es sinnvoll sein, Stufe 2 zu überspringen. In diesem Sinne ist die unten ausgeführte Überwachungsempfehlung an die lokalen Gegebenheiten anzupassen.

1. Stufe – visuelle Inspektion und Bewertung der Badestelle und Bestimmung der Kapazität des Gewässers für Cyanobakterien-Massenentwicklungen

Visuelle Inspektion und Bewertung

Visuelle Inspektion auf sichtbare Anschwemmungen oder Schlieren (Wasserblüten) auf der Wasseroberfläche und/oder Sichttiefe unterhalb von 1 m.

Bei Beobachtung von Anschwemmungen und Schlieren wird unmittelbar auf das Vorkommen von Cyanobakterien geprüft. Dies erfolgt anhand einer

Wasserprobe von ca. 10 ml durch Untersuchung am Mikroskop. Mit etwas Einarbeitung können mit dem Mikroskopieren vertraute Fachkräfte Cyanobakterien rasch (d. h. in 5–10 Minuten) erkennen und nach kurzer Einarbeitung hinsichtlich ihrer Gattung taxonomisch einordnen. Häufig handelt es sich bei den „Wasserblüten“ um die Gattungen *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon* und bei rötlicher Färbung um *Planktothrix rubescens*. Bestätigt sich der Verdacht auf Cyanobakterien als Ursache der Schlieren oder Anschwemmungen, so ist eine unverzügliche Information der Badegäste (Warnhinweise in Medien und durch Informationstafeln vor Ort) angezeigt. Bei massivem Auftreten von „Wasserblüten“ sind Warnhinweise umgehend zu veröffentlichen und ggf. ein vorübergehendes Badeverbot zu erwägen.

Bei einiger Erfahrung und Ortskenntnis können Probenehmer die „Algenblüten“ auch ohne mikroskopische Untersuchung bereits mit bloßem Auge von anderen Anschwemmungen (z. B. von „Entengrütze“, d. h. *Lemna minor*) unterscheiden. Dann kann unter Umständen sofort bei der Probenahme gehandelt werden, z. B. durch Anbringen bereits mitgeführter Informationstafeln.

Nicht alle Cyanobakterien-Arten treiben an der Wasseroberfläche auf. Insbesondere die für flache Gewässer charakteristische *Planktothrix agardhii* kann dennoch zu sehr hoher Zelldichte mit entsprechend stark ausgeprägter oliv-grünlicher oder blau-grünlicher Trübung anwachsen und zu hohen Toxinkonzentrationen führen.

Die Trübung wird als „Sichttiefe“ mit einer Secchi-Scheibe gemessen. Diese Scheibe ist von weißer Farbe und mit einigen Löchern versehen, um das Absenken im Wasser zu erleichtern. Ihr Durchmesser beträgt 20 cm. An einer mit Dezimetereinteilung markierten Leine wird diese Scheibe im Gewässer hinabgelassen bis auf die Tiefe, in der sie gerade nicht mehr sichtbar ist – die Sichttiefe. Vorzugsweise erfolgt diese Bestimmung vom Steg oder Boot aus. Bei einer Sichttiefe von weniger als 1 m ist die qualitative Analyse am Mikroskop auf Cyanobakterien angezeigt (s. o.). Bestätigt sich der Verdacht auf Cyanobakterien als hauptsächliche Ursache der hohen Trübung, so ist eine unverzügliche Information der Badegäste (Warnhinweise in Medien und durch Informa-

tionstafeln vor Ort) angezeigt. Bei sehr hoher Cyanobakterien bedingter Trübung (Sichttiefe <0,5 m) ist ein vorübergehendes Badeverbot angeraten.

Zeitaufwand: Die visuellen Bewertung oder Inspektion erfolgt weitgehend vor Ort. Sowohl die Prüfung auf Schlieren oder Auftreibungen an der Oberfläche als auch die Messung der Sichttiefe können innerhalb von wenigen Minuten vorgenommen werden. Die Untersuchung am Mikroskop, ob es sich bei den die Trübung oder Schlieren verursachenden Partikeln tatsächlich um Cyanobakterien handelt, erfolgt in der Regel erst im Labor (es sei denn, es steht ein Feldmikroskop zur Verfügung, und die Probenahme wird durch eine daran ausgebildete Fachkraft durchgeführt), ist aber ebenfalls in wenigen Minuten durchführbar.

Erforderliche Ausrüstung: Secchi-Scheibe; Probenflaschen für ein Volumen von 10–100 ml; bei Probenlagerung >1 Tag einige Tropfen Lugol'sche Lösung [26] oder Formaldehyd zur Fixierung; Mikroskop mit 200– bis 400facher Vergrößerung (Phasenkontrasteinrichtung ist hilfreich, aber nicht notwendig).

Kapazität des Gewässers für Cyanobakterien-Massenentwicklungen

Die Kapazität des Gewässers für Cyanobakterien-Massenentwicklungen wird anhand der Gesamtphosphor-Konzentration bestimmt. Sie lässt die maximal mögliche Cyanobakterien- (und Algen-)Biomasse im Gewässer erkennen. Gerade bei Schlieren und Anschwemmungen liefert sie wertvolle Hinweise für das zu erwartende zeitliche und räumliche Ausmaß des Vorkommens. Auch ist ihre Kenntnis wichtig für die Planung von Gegenmaßnahmen (siehe Abschnitt 5). Entscheidend ist die Bestimmung des Gesamtphosphors (Gesamt-P) bzw. genauer ausgedrückt – des Gesamtphosphat-Phosphors. Dieser umfasst gelöstes sowie in lebenden und abgestorbenen Organismen gebundenes Phosphat und gibt somit an, wie viel Phosphat im Gewässer für die Bildung von Biomasse zur Verfügung steht. Pro µg Gesamt-P werden selten mehr als 1 µg Chlorophyll-a beobachtet. Ab 20–40 µg/l Gesamt-P kann mit Massenentwicklungen von Cyanobakterien gerechnet werden. Die zeitliche Dynamik der Gesamt-P-Konzentrationen vieler Gewässer ist weniger ausgeprägt als die des Chlorophyll-

a, sodass häufig wenige Proben pro Jahr (z. B. zu jeder Jahreszeit eine) bereits eine Bewertung erlauben. Zweckmäßig ist auch hier die Durchführung und Bewertung der Ergebnisse durch ein in Umweltanalytik erfahrenes Labor.

Probenahme: Sie erfolgt in vorge reinigten 100 ml Glasflaschen. Wichtig ist, dass diese Flaschen nur mit phosphatfreien Reinigungsmitteln behandelt werden und mit Aqua Dest. gefüllt aufbewahrt werden, um eventuelle P-Ablagerungen an der Glasoberfläche zu lösen.

Analyse: Die Bestimmung erfolgt nach DIN 1189 [27] nach heißem Aufschluss mit Wasserstoffperoxid und Schwefelsäure unter Druck anhand einer Farbreaktion, deren Intensität im Photometer gemessen wird.

Zeitaufwand: Je nach Laborausstattung können etwa 24 Proben pro Tag analysiert werden.

Erforderliche Ausstattung: Dampfdrucktopf oder Autoklav für den Aufschluss; Glasgefäße mit hitzeresistentem Schraubverschluss, weitere Glassachen, Pipetten, Reagenzien nach DIN 1189 [27]; Photometer mit 750 nm Wellenlänge.

2. Stufe – Quantitative Analyse des Cyanobakterienvorkommens

Wie in Abschnitt 2 erläutert, kann die Menge an Cyanobakterien und Algen pro Liter Wasser anhand der Konzentration ihres wichtigsten Pigmentes, des Chlorophyll-a, näherungsweise abgeschätzt werden. Eine genauere Bestimmung kann anhand der Zelldichte erfolgen, aus der mithilfe des mittleren Zellvolumens das Biovolumen berechnet wird. Die Auswahl zwischen beiden Verfahren wird vom Zugriff auf die jeweilige Methode abhängig sein.

Quantifizierung mittels Chlorophyll-a

Obwohl der Chlorophyll-a-Gehalt in den Zellen etwas variiert, spiegelt er das Biovolumen von Algen und Cyanobakterien gut wieder. Allerdings muss zuvor durch die mikroskopische Analyse geklärt werden, ob Cyanobakterien überwiegen.

Hat sie dies gezeigt, so kann die Chlorophyll-a-Konzentration als Maß für das Cyanobakterien-Biovolumen pro Liter Wasser verwendet werden. Hierfür bietet sich die Durchführung sowie die Bewer-

tung der Ergebnisse in einem für Umweltanalytik ausgestatteten Labor an. Bei Konzentrationen $>40 \mu\text{g/l}$ Chlorophyll-a besteht die Wahrscheinlichkeit einer ähnlich hohen Konzentration an Microcystinen, und entsprechende Maßnahmen sind erforderlich. Bei sehr hohen Konzentrationen an Chlorophyll-a ($>100 \mu\text{g/l}$) und Dominanz von Cyanobakterien sollten Warnhinweise veröffentlicht und vom Baden abgeraten werden bzw. ein vorübergehendes Badeverbot empfohlen werden, sofern die Microcystin-Bestimmung Konzentrationen $>10 \mu\text{g/l}$ ergibt.

Nasschemische Bestimmung. Probenahme: 1 Liter Wasser wird an der Badestelle in eine Flasche aus Glas oder Polyethylen abgefüllt. Diese werden dunkel gehalten (Braunglasflaschen sind geeignet), vor Erwärmung geschützt im Schatten gelagert und innerhalb weniger Stunden im Labor über Glasfaserfilter filtriert. Ergibt die visuelle Inspektion (s. o.) einen Verdacht auf Cyanobakterien, so bietet sich die vorsorgliche Abfüllung der Probenflaschen für diese Quantifizierung an.

Analyse: Die Bestimmung der Chlorophyll-a-Konzentration erfolgt nach DIN 38412 [28] indem der Chlorophyll-a-Gehalt der auf dem Filter zurückgehaltenen Algen- und Cyanobakterienzellen mit siedendem Ethanol extrahiert und seine Extinktion am Photometer bei 665 nm gemessen wird.

Zeitaufwand: Je nach Laborausstattung können ca. 25 Proben pro Tag analysiert werden. Die Extraktion muss über 24 Stunden erfolgen.

Erforderliche Ausstattung: Filtrationsanlage; Abzug, Heizpilz und Kolben für die Extraktion; Zentrifuge zur Klärung des Extraktes; Photometer mit Wellenlängen von 665 und 700 nm (letzteres zur Trübungskorrektur), Glasfaserfilter.

Chlorophyllbestimmung durch In-vivo-Fluoreszenz. Für eine schnelle Bestimmung des Chlorophyll-a-Gehaltes eignet sich die fluorometrische Chlorophyll-Analyse (In-vivo-Fluoreszenz), bei der zusätzlich die Konzentration der verschiedenen systematischen Algengruppen erfasst werden kann. Hiermit kann die Dominanz der Cyanobakterien bestätigt und die Konzentration des „Blualgenschlorophylls“ quantifiziert werden [29]. Diese Methode ist jedoch nicht DIN-genormt.

Quantifizierung mittels Bestimmung des Biovolumens

Die Bestimmung des Biovolumens erfolgt durch Auszählen einer mit Lugol'scher Lösung fixierten Probe (Probenvolumen: wenige ml), in der Regel am Umkehrmikroskop bei 200- bis 400facher Vergrößerung [29, 30].

Probenahme: 100 ml Wasser werden an der Badestelle in eine Braunglasflasche abgefüllt, in denen als Fixierungsmittel einige Tropfen konzentrierte Lugol'sche Lösung (siehe [26, 29, 30]) vorgelegt ist. Vor Erwärmung geschützt im Schatten lagern!

Zeitaufwand: ca. 2 Stunden, bei artenreichen Proben ggf. bis zu 4 Stunden pro Probe.

Erforderliche Ausstattung: Mikroskop mit mindestens 200facher, besser mit 400facher Vergrößerung, vorzugsweise Umkehrmikroskop; Zählkammern.

3. Stufe – Quantifizierung der Microcystinkonzentration

Zur Bestimmung der Microcystinkonzentration haben sich 2 Verfahren bewährt, der Immunoassay (ELISA – Enzyme Linked Immuno Sorbent Assay) und die chemische Analyse mittels chromatographischer Trennung (HPLC – High Performance Liquid Chromatography) und Detektion der Microcystine anhand ihrer charakteristischen UV-Adsorptionsspektren im Photodioden-Array-Detektor (PDA) oder massenspektrometrisch [31]. Für die Badegewässerüberwachung eignet sich der ELISA insbesondere für Behörden ohne einfachen Zugriff auf HPLC-Analytik, da er einfach zu handhaben und rasch durchzuführen ist.

ELISA-Kits

ELISA-Kits für Microcystine werden kommerziell vertrieben. Vorteil des ELISAs ist seine rasche und recht einfache Durchführbarkeit anhand einer Schöpfprobe. Von Nachteil ist, dass er nicht zwischen den verschiedenen Microcystin-Strukturvarianten unterscheiden kann und die derzeit auf dem Markt befindlichen Kits auch nicht alle Varianten gleichermaßen gut erfassen. Allerdings werden derzeit bessere Immunoassays entwickelt, die insbesondere die analytische Sicherheit in den unteren Konzentrationen

onsbereichen erhöhen sollen. Grundsätzlich ist der ELISA mit einem geringen apparativen Aufwand und geringen Kosten pro Probe verbunden. Lediglich bei der Messung von Einzelproben wird er vergleichsweise teuer.

Probenahme: Es genügen wenige ml einer Schöpfprobe, die abgedunkelt (im Schatten) zu lagern ist und wenige Stunden nach der Probenahme eingefroren werden muss.

Analyse: Durch 2fach wiederholtes Auftauen und wieder Einfrieren werden möglichst alle Zellen aufgeschlossen und das vorwiegend intrazellulär vorliegende Toxin freigesetzt. Die Durchführung der Analyse erfolgt nach den Angaben des Herstellers.

Zeitaufwand: 1,5–2 Stunden für die Durchführung des ELISAs.

Erforderliche Ausstattung: ELISA-Reader (Platten- oder Küvettenphotometer mit Wellenlängen von 450 und 550 nm; letztere als Referenzwellenlänge); ELISA-Kits mit Mikrotiterplatten oder Reagenzgläsern je nach Anzahl der anfallenden Proben, Pipetten.

Die HPLC-Analytik auf Microcystine

Die HPLC-Analytik auf Microcystine ist derzeit noch nicht standardisiert; hierzu bestehen jedoch DIN- und CEN-Arbeitsgruppen. Vorteil der Microcystinbestimmung mit HPLC ist insbesondere die Möglichkeit der Unterscheidung nach Strukturvarianten für diejenigen, für die Referenzsubstanzen auf dem Markt zur Verfügung stehen, sowie die genauere Quantifizierung. Nachteilig ist der höhere Aufwand hinsichtlich apparativer Ausstattung und Erfahrung des Laborpersonals sowohl hinsichtlich der HPLC-Analytik allgemein als auch speziell in der Identifikation von Microcystinen.

Probenahme: 1 Liter Schöpfprobe wird entnommen, abgedunkelt (im Schatten) gelagert und sobald wie möglich über Membranfilter filtriert. Die Filter werden tiefgefroren gelagert; über wenige Tage ist auch eine Lagerung hinreichend getrockneter Filter (Trocknung mindestens 24 Stunden bei 40°C) bei Raumtemperatur möglich, sofern die Filter wirksam vor Luftfeuchtigkeit geschützt werden.

Analyse: Die auf dem Filter zurückgehaltenen Zellen werden durch Einfrieren und Auftauen im feuchten Zustand aufgeschlossen und mehrfach mit wäss-

rigem Methanol extrahiert [32]. Nach Klärung der Extrakte durch Zentrifugation erfolgt die HPLC-Analyse [33]. Für die Bestimmung von Microcystinvarianten, für die keine Referenzsubstanzen erhältlich sind, hat sich die Massenspektrometrie bewährt [34, 35]. Zur Quantifizierung wird ein Microcystin-LR-Standard verwendet. Die Strukturvarianten werden summiert als Microcystin-LR-Konzentrationsäquivalente angegeben. Dies liefert eine Maximalabschätzung des Risikos, da Microcystin-LR als toxischste Strukturvariante zählt.

Erforderliche Ausstattung: Filtrationsanlage; Evaporator oder Speedvac zur Einengung der Extrakte; HPLC-Anlage mit Pumpen zur Einstellung von Gradienten sowie PDA-Detektor/Massenspektrometer; ggf. Zentrifuge; Microcystin-LR.

Zeitaufwand: Je nach Ausstattung können rund 25 Proben pro Tag analysiert werden.

5 Maßnahmen

Im Vordergrund der Sofortmaßnahmen steht die Information der Öffentlichkeit durch Warnhinweise an den Badestellen sowie in den örtlichen Medien. Da Warnungen auf größere Akzeptanz stoßen, wenn sie auf einer regelmäßigen Information der Bürger über die Badegewässerqualität aufbauen können, empfiehlt sich eine regelmäßige Publikation der Messergebnisse nach EG-Richtlinie unter Einbeziehung der Algendichte und des Vorkommens von Cyanobakterien-Massenentwicklungen.

Bei erhöhter Cyanobakterien-Dichte und Microcystinkonzentration empfiehlt sich eine Intensivierung der Überwachung, da Cyanobakterien innerhalb kurzer Zeit (je nach Nährstoffgehalt sowie Größe und Lage des Gewässers innerhalb von Stunden oder Tagen) massive „Blüten“ bilden können. Bei starken Anschwemmungen auftreibender Blüten an Badestellen ist ein vorübergehendes Badeverbot (bis zum Abklingen dieses Vorkommens) angeraten.

Von Cyanobakterien-Toxinen sind Badende deutlich geringer betroffen, wenn sie den unmittelbaren Kontakt vermeiden, z. B. indem sie sich möglichst wenig in Bereichen besonders intensiver Cyanobakterien-Aufkonzentrationen aufhalten. Häufig sammeln sich die „Wasserblüten“ im Uferbereich an,

sodass durch Schwimmen vom Steg oder Boot aus die Exposition gegenüber dem unmittelbaren Uferbereich erheblich reduziert werden kann. Aufgetriebene Cyanobakterien können jedoch ebenso „Teppiche“ bilden, die weite Teile der Gewässeroberfläche bedecken, sodass auch Windsurfer und Segler stark exponiert werden, dies insbesondere bei rauem Wetter und häufigerem Kentern.

Wegen der ausgeprägten räumlichen und zeitlichen Variabilität des Cyanobakterien-Vorkommens ist eine besondere Flexibilität in ihrer Überwachung erforderlich. In stärkerem Maße als bei den für den Badenden „unsichtbaren“ Bakterien und Viren kann durch Information und Aufklärung die Eigenbeobachtung und der verantwortliche Umgang der Nutzer geschult werden.

Bei einer Sichttiefe von stets mindestens einem Meter in Gewässern, erreicht die Cyanobakterien-Dichte selten ein gesundheitsgefährdendes Niveau, und bei Sichttiefen von 2 Metern sind Aggregationen von Cyanobakterien in gesundheitsgefährdender Dichte unwahrscheinlich. Ausnahmen können bei bestimmten Windverhältnissen in großen Gewässern auch bei Sichttiefen >2 m auftreten, in mesotrophen Gewässern sind solche Erscheinungen meist kurzzeitig und führen somit nicht zu einer langfristigen Exposition der häufig Badenden.

Sichttiefen von 2 Metern können weitgehend gewährleistet werden, indem die Gesamtphosphor-Konzentrationen im stehenden oder langsam fließenden Gewässer auf Werte unterhalb von 0,02–0,04 mg/l P reduziert werden (s. o.).

Je nach Gegebenheiten vor Ort ist dies durch Sanierung der Abwassereinleitungen, Sanierung der Einleitungen des Regenablaufs von bebauten Flächen, oder durch Änderung der landwirtschaftlichen Praktiken zu erzielen.

Literatur

1. Bundesgesundheitsamt (1992) Schutz von Badenden vor Algentoxinen und Allergenen in Badegewässern durch Einhaltung der Anforderungen nach EG-Richtlinie. Bundesgesundheitsbl 35:320
2. Bundesgesundheitsamt (1997) Empfehlung zum Schutz von Badenden vor Cyanobakterien-Toxinen. Bundesgesundheitsbl 40:261–264
3. Chorus I, Bartram J (1999) Toxic Cyanobacteria in water: a guide to public health significance, monitoring and management. Für WHO durch E & FN Spon/Chapman & Hall, London, p 416

4. Chorus I (2001) Cyanotoxins: occurrence, causes, consequences. Springer, Berlin Heidelberg New York Tokyo, p 357
5. Chorus J, Fastner J, Pietsch J (2002) Cyanobakterientoxine. In: Grohmann A (Hrsg) Höll, Wasser. Walter de Gruyter, Berlin, S 474–494
6. Tisdale ES (1931) Epidemic of intestinal disorders in Charleston, W. Va., occurring simultaneously with unprecedented water supply conditions. *Am J Public Health* 21:198–200
7. Schwimmer M, Schwimmer D (1968) Medical aspects of phycology. In: Jackson DF (ed) *Algae, man and the environment*. Syracuse University Press, Syracuse, New York, pp 279–358
8. Falconer IR, Beresford AM, Runnegar MTC (1983) Evidence of liver damage by toxin from a bloom of the blue-green alga *Microcystis aeruginosa*. *Med J Aust* 1:511–514
9. Carmichael W, Hones C, Mahmood N, Theiss W (1985) Algal toxins and water-based disease. *Crit Rev Environ Control* 15:275–313
10. Falconer IR (1994) Health problems from exposure to Cyanobacteria and proposed safety guidelines for drinking and recreational water. In: Codd GA, Jefferies TM, Keevil CW, Potter E (eds) *Detection methods for Cyanobacterial toxins*. The Royal Society of Chemistry, pp 3–10
11. Teixeira MGLC, Costa MCN, Carvalho VLP et al. (1993) Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica Dam, Bahia, Brazil. *Bull Pan American Health Organ* 27:244–253
12. Yu SZ (1995) Primary prevention of hepatocellular carcinoma. *J Gastroenterol Hepatol* 10:674–682
13. Anadotter H, Cronberg G, Lawton L et al. (2000) A large outbreak of gastroenteritis associated with the toxic cyanobacterium *Planktothrix agardhii* (Oscillatoriales, Cyanophyceae) in Scania, South Sweden. In: Chorus I (ed) *Cyanotoxins – occurrence, effects, controlling factors*. Springer, Berlin Heidelberg New York Tokyo, pp 200–207
14. Dillenberg HO, Dehnel MK (1959) Toxic water bloom in Saskatchewan. *Can Med Assoc J* 83:1151–1154
15. Turner PC, Gammie AJ, Hollinrake K, Codd GA (1990) Pneumonia associated with cyanobacteria. *Br Med J* 300:1440–1441
16. Pilotto LS, Douglas RM, Burch MD et al. (1997) Health effects of recreational exposure to cyanobacteria (Blue-green) during recreational water-related activities. *Aust N Zealand J Public Health* 21:562–566
17. Hindman SH, Favero MS, Carson LA et al. (1975) Pyrogenic reactions during haemodialysis caused by extramural endotoxin. *Lancet* 2:732–734
18. Jochimsen EM, Carmichael WW, An J et al. (1998) Liver failure and death following exposure to microcystin toxins at a dialysis center in Brazil. *N Eng J Med* 338:873–878
19. Török A, Pálovics Á, Bánki M (2001) Allergenic (sensitization, skin and eye irritation) effects of freshwater cyanobacteria-Experimental evidence. *Environ Toxicol* 16:512–516
20. Bumke-Vogt C, Mailahn W, Chorus I (1999) Anatoxin-a and neurotoxic cyanobacteria in German lakes and reservoirs. *Environ Toxicol* 14:117–126
21. Fastner J, Neumann U, Wirsing B et al. (1999) Microcystins (hepatotoxic heptapeptides) in German fresh waters. *Environ Toxicol* 14:13–22
22. Johnstone P (1993) Guidelines for the recreational use of water potentially containing Cyanobacteria. ARMCANZ Occasional Paper
23. WHO (1998) Guidelines for drinking water quality, second Edition, Addendum to Vol 2, Health Criteria and other supporting information. WHO, Genf, Schweiz
24. Fromme H, Köhler A, Krause R, Führling D (2000) Occurrence of cyanobacterial toxins – Microcystins and Anatoxin-a – in Berlin water bodies with implications to human health and regulations. *Environ Toxicol* 15:120–130
25. Roller M (2000) Risikoabschätzung für die Exposition gegenüber Blaualgen (Cyanobakterien) und ihren Toxinen in Badegewässern. Gutachten erstellt für das Niedersächsische Ministerium für Frauen, Arbeit und Soziales, Hannover
26. Schwoerbel J (1994) Methoden der Hydrobiologie, Süßwasserbiologie, 4. Aufl. Gustav Fischer, Stuttgart
27. DIN EN 1189 (1996) Wasserbeschaffenheit – Bestimmung von Phosphor – Photometrisches Verfahren mittels Ammoniummolybdat
28. DIN 38412-16 (1985) Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Testverfahren mit Wasserorganismen (Gruppe L); Bestimmung des Chlorophyll-a-Gehaltes von Oberflächenwasser (L 16)
29. Tümpling W, Friedrich G (1999) Methoden der biologischen Wasseruntersuchung. Bd 2, Biologische Gewässeruntersuchung. Gustav Fischer Verlag, Jena
30. Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e.V. (1999) Erfassung und Bewertung von Planktonorganismen. Oldenbourg Verlag, München: 151 Seiten, 1 CD-ROM
31. Fastner J, Codd GA, Metcalf J et al. (2002) An international intercomparison exercise for the determination of purified microcystin-LR and microcystins in cyanobacterial field material. *Anal Bioanal Chem* 374:437–444
32. Fastner J, Flieger I, Neumann U (1998) Optimised extraction of microcystins from field samples – a comparison of different solvents and procedures. *Wat Res* 32:3177–3181
33. Lawton LA, Beattie KA, Hawser SP et al. (1994) Evaluation of assay methods for the determination of cyanobacterial hepatotoxicity. In: Codd GA, Jefferies TM, Keevil CW, Potter E (eds) *Detection methods for cyanobacterial toxins*, Special Publication No. 149:111–116. The Royal Society of Chemistry, Cambridge
34. Welker M, Fastner J, Erhard M, von Döhren H (2002) Applications of MALDI-TOF MS analysis in cyanotoxin research. *Environ Toxicol* 17:367–374
35. Welker M, Fastner J, Erhard M, von Döhren H (im Druck) MALDI-TOF MS-Analyse von Cyanobakterien. UBA-Hefte