



Empfehlung zum Schutz von Badenden vor Cyanobakterien und Cyanobakterientoxinen

Zusatzmaterial online

Zusätzliche Informationen sind in der Online-Version dieses Artikels (<https://doi.org/10.1007/s00103-024-03944-z>) enthalten.

1. Zusammenfassung

1. Cyanobakterien, insbesondere ihre Toxine, stellen ein mögliches Gesundheitsrisiko bei Freizeitaktivitäten in Oberflächengewässern dar. In Oberflächenblüten können Cyanobakterientoxine Konzentrationen erreichen, die bei oraler Aufnahme größerer Wassermengen hinreichend hoch für eine Gefährdung der menschlichen Gesundheit sind. Jedoch sind Cyanobakterientoxine weltweit nur für eine einstellige Anzahl an berichteten Vergiftungsfällen plausibel als Ursache belegt.
2. Ziel der vorliegenden Empfehlung ist der Schutz vor den systemischen Wirkungen von Cyanobakterientoxinen. Durch äußerlichen Kontakt mit Cyanobakterien können jedoch in Einzelfällen bei einer bestehenden erhöhten Empfindlichkeit auch Wirkungen wie Haut- und Schleimhautreizungen auftreten.
3. Das bei Weitem größte Gesundheitsrisiko beim Baden in Oberflächengewässern war und ist die Gefahr durch Ertrinken. Geringe Sichttiefen stellen, unabhängig vom Vorkommen von Cyanobakterien, eine Verletzungsgefahr dar und behindern Rettungsmaßnahmen.
4. In Gewässern, die als oligo- oder mesotroph einzustufen sind, ist das Auftreten von Massenvorkommen wie Oberflächenblüten oder Algenteppichen an Badestellen unwahrschein-

lich, aber nicht gänzlich auszuschließen.

5. In Gewässern, die als eutroph bis hypertroph einzustufen sind, ist ein Massenvorkommen wie Oberflächenblüten oder Algenteppichen bei Dominanz bestimmter Cyanobakterien wahrscheinlich. Bei sehr geringen Sichttiefen (<0,5 m; „Füße im knietiefen Wasser nicht mehr zu sehen, grünliche Trübung“) liegen möglicherweise erhöhte Cyanobakteriendichten vor. Vor allem durch die Bildung von Oberflächenblüten und Algenteppichen können Cyanobakterien in einzelnen Gewässerbereichen um mehrere Größenordnungen aufkonzentriert werden. Bei homogen im Wasser verteilten Cyanobakterien sind kritische Cyanobakterientoxinkonzentrationen jedoch eher selten.
6. Massenvorkommen an Badestellen sind räumlich und zeitlich sehr variabel, vor allem wenn Arten dominieren, die Oberflächenblüten bilden können. Selbst ein wöchentliches Probenraster kann dann nicht ausreichen, um einzelne, temporäre Massenvorkommen an Badestellen zu erfassen.
7. Das Überwachungsschema kann nur bedingt zur Einschätzung der tagesaktuellen Lage dienen. Das Badege-wässerprofil, die Überwachung im üblichen Rahmen und eine entsprechende Dokumentation erlauben aber die Identifizierung von Badestellen oder Bereichen von Badestellen, für die ein erhöhtes Risiko von Massenvorkommen von Cyanobakterien besteht.
8. Die visuelle Inspektion, Bestimmung der Sichttiefe, sowie Mikroskopie zur qualitativen Erfassung von Cyanobakterien stellen die Basis für die

Überwachung und ermöglichen eine schnelle Einschätzung der Situation vor Ort sowie eine zeitnahe Umsetzung von ggf. notwendigen Maßnahmen (Warnung, Abraten vom Baden, Badeverbot). Ergänzend können weitere Parameter wie die Erfassung der Biomasse der Cyanobakterien (z. B. Cyanobakterien-Chl-a) oder Toxin-konzentrationen zur Absicherung im Einzelfall oder für umfassende Untersuchungen des Vorkommens von Cyanobakterien und deren Toxine erhoben werden. Auch kann bei einer unauffälligen Toxinkonzentration das Risiko trotz starken Vorkommens von Cyanobakterien niedriger eingestuft und auf Maßnahmen verzichtet werden.

9. Der Öffentlichkeit muss klar kommuniziert werden, dass der Kontakt zu sichtbaren Cyanobakterienvorkommen (Oberflächenblüten oder Algenteppiche) leicht vermeidbar ist und vermieden werden sollte. Es muss weiterhin kommuniziert werden, dass Gesundheitsrisiken vom Schlucken größerer Wassermengen ausgehen, während der Hautkontakt mit Cyanobakterien keine Vergiftungsgefahr darstellt, bei manchen Personen aber zu (Schleim)Hautreaktionen führen kann.
10. Kleinkinder müssen von Ansammlungen von Cyanobakterien im Flachwasser ferngehalten werden. Insbesondere müssen Aufsichtspersonen darauf achten, dass Kleinkinder kein stark getrübbtes Wasser, Blütenmaterial oder Wasserpflanzen aufnehmen.

2. Einleitung

Das Vorkommen von potenziell toxinproduzierenden Cyanobakterien in Oberflächengewässern kann eine Gefahr für die Gesundheit darstellen. Zum einen, durch die direkte Exposition während der Freizeitnutzung von Gewässern, zum anderen durch eine Exposition über Trinkwasser, in das Cyanobakterientoxine gelangt sind. In den EU Richtlinien über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung („Badegewässerrichtlinie“; [1]) und über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch („Trinkwasserrichtlinie“; [2]) sind Cyanobakterien bzw. Cyanobakterientoxine als zu überwachende Parameter für den Gesundheitsschutz gelistet. Die Vorgaben der Richtlinien sind für Badegewässer in Länderverordnungen und für Trinkwasser in der TrinkwV 2023 umgesetzt.

Zum Schutz von Badenden vor Cyanobakterientoxinen hat das Umweltbundesamt im Bundesgesundheitsblatt Empfehlungen veröffentlicht, zuletzt 2015 [3]. Eine Aktualisierung ist erforderlich aufgrund neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse und der Empfehlung von Leitwerten für weitere Toxingruppen und Expositionsszenarien durch die WHO (Tab. 1; [4]), sowie vielfältiger Praxiserfahrungen und Regelungen in anderen Ländern [5, 6]. Die EU Badegewässerrichtlinie [1] in ihrer aktuellen Fassung fordert neben der Bewertung fäkaler Verunreinigungen auch die Erfassung des Vorkommens von Algen und Cyanobakterien. Die Überwachung ist angezeigt, wenn das Badegewässerprofil auf das Potenzial zur Massenvermehrung von Cyanobakterien hindeutet. Damit sollen mögliche Gefahren für die Gesundheit durch Cyanobakterien und Cyanobakterientoxine rechtzeitig erkannt werden (Artikel 8 (1)). Des Weiteren sind im Falle einer Massenvermehrung von Cyanobakterien oder einer festgestellten bzw. vermuteten Gesundheitsgefährdung unverzüglich angemessene Maßnahmen zur Vermeidung einer Exposition zu ergreifen, einschließlich der Information der Öffentlichkeit (Artikel 8 (2)).

Ziel dieser überarbeiteten „Empfehlung zum Schutz von Badenden vor Cyanobakterientoxinen“ ist nach wie vor, unter Beachtung des vorsorgenden Ge-

sundheitsschutzes eine Freizeitnutzung auch eutropher Gewässer zu ermöglichen bzw. unnötige Einschränkungen zu vermeiden. Dabei hat sich der Ansatz der UBA-Empfehlung von 2015, mit seinem Fokus auf der visuellen Überwachung in Verbindung mit zielgerichteter, öffentlicher Kommunikation in den Bundesländern bewährt. Auch in den letzten zehn Jahren ist kein erhöhtes Risikosignal aus der Bevölkerung bezüglich der Exposition zu Cyanobakterien zu verzeichnen (s. Onlinematerial), was als Erfolg der diesbezüglichen Überwachung anzusehen ist. Die von lokalen Behörden durchgeführte Öffentlichkeitsarbeit zum Thema ist sehr zu begrüßen und hat sicher nachhaltig dazu beigetragen, dass Badende Cyanobakterienblüten erkennen und meiden und so eigenverantwortlich zum Gesundheitsschutz beitragen. Erfreulicherweise ist das Vorkommen von Cyanobakterien in einigen deutschen Gewässern rückläufig [7], auch wenn Cyanobakterienblüten nach wie vor häufig sind.

Im Folgenden werden zur Vermeidung eines möglichen Gesundheitsrisikos durch Cyanobakterien und deren Toxine Empfehlungen zur Überwachung von Badegewässern sowie zu Bewirtschaftungsmaßnahmen und zur öffentlichen Kommunikation gegeben. Da das Massenvorkommen von Cyanobakterien in stärkerem Maße als andere Parameter gewässerspezifisch oder gar badestellenspezifisch ist, stellen die Empfehlungen einen Leitfaden dar, der helfen soll, effiziente gewässer- bzw. badestellenspezifische Überwachungsprogramme zu erarbeiten. Dabei sind allgemeine Informationen zu Cyanobakterien, zu Cyanobakterientoxinen und toxikologischen und epidemiologischen Daten nur sehr verkürzt wiedergegeben. Für ausführlichere Hintergrundinformationen wird auf das Onlinematerial verwiesen, das auch eine fundierte Grundlage für die öffentliche Kommunikation bietet.

An vielen Stellen wird auf die WHO-Monographie „Toxic Cyanobacteria in Water“ verwiesen, die 2021 in komplett überarbeiteter Fassung erschienen ist [8]. Der Band ist, wie auch die WHO Guidelines on recreational water quality [4], in elektronischer Form über die Website der WHO frei verfügbar.

3. Herausforderungen bei der Einschätzung der Gefährdung durch Cyanobakterien

Der in der EU Badegewässerrichtlinie benutzte Begriff einer „Massenvermehrung“ ist dort nicht näher definiert. Er fasst zwei Prozesse zusammen, nämlich die eigentliche Vermehrung von Cyanobakterienpopulationen durch Zellteilung einerseits und die wachstumsunabhängige Akkumulation von Cyanobakterien in Teilbereichen eines Gewässers andererseits. Im Folgenden werden die Begriffe „relevante Cyanobakteriendichte“, „Blüte“ oder „Massenvorkommen“ verwendet, wenn das Vorkommen von Cyanobakterien von gesundheitlicher Bedeutung ist, denn das Vorkommen von Cyanobakterien an sich ist nicht als kritisch zu bewerten – es wird kaum ein Gewässer geben, in dem keine Cyanobakterien und Cyanobakterientoxine nachweisbar sind (zur Begriffsbestimmung s. Onlinematerial). Die Wahrscheinlichkeit einer Akkumulation zum gesundheitsrelevanten Massenvorkommen hängt grundsätzlich von der Cyanobakterienbiomasse im gesamten Gewässer ab. Für Akkumulationen vor allem in ufernahen Bereichen („Algenteppeche“; siehe Onlinematerial) ist die direkte Ursache meist nicht die Vermehrung von Cyanobakterien an diesen Stellen im Gewässer, sondern die Aufkonzentration von Cyanobakterienbiomasse aus einem großen Wasservolumen. Diese hängt in erster Linie von der Artenzusammensetzung, den Windverhältnissen und der Hydrodynamik ab. Die höchste Cyanobakterienbiomasse ist in der Regel in Ufernähe oder direkt am Ufer zu beobachten. Daher ist die Überwachung direkt an den Badestellen zwar für die unmittelbar augenblickliche Beurteilung einer möglichen Gefährdung wichtig; die Beurteilung des Risikos solcher Akkumulationen erfolgt jedoch am besten auf der Grundlage von Daten über die mittlere Biomasse sowie die Nährstoffkonzentration im gesamten Gewässer.

Aus mehreren weiteren Gründen stellt die Überwachung von Cyanobakterien und Cyanobakterientoxinen in Badegewässern eine besondere Herausforderung dar:

Tab. 1 Leitwerte der WHO aus dem Alert-Level-Framework in [5] zur gesundheitlichen Bewertung des Vorkommens von Cyanobakterien und Auslösung von Maßnahmen in Badegewässern. Die Werte sind Teil des Alert-Level-Frameworks und berücksichtigen den WHO-Richtwert für Exposition beim Baden (Guideline Value for recreational exposure). Die erste Zeile bezieht sich i. d. R. auf das gesamte Gewässer (wie im Badegewässerprofil erfasst), die zweite auf das Gewässer oder Badestellen, die letzten beiden Zeilen explizit auf einzelne Badestellen. Die in der letzten Spalte angegebenen maximalen zu erwartenden Microcystin-Konzentration (als Summe aller Microcystin-Varianten) sind als konservative Abschätzungen aus den Parametern Chlorophyll-a (bei Cyanobakteriendominanz) oder Biovolumen von Cyanobakterien zu verstehen. Analytisch ermittelte Konzentrationen sind in der Regel deutlich niedriger (siehe ([9, 10]; Abschn. 4.6.5))

Überwachungsstufe	Gesundheitsrisiko		Sichttiefe m	Chlorophyll-a µg/l	Biovolumen mm ³ /l	Microcystin µg/l
Badegewässerprofil	Kein	Relativ klares Wasser	> 2	< 3	< 1	< 3
Erhöhte Aufmerksamkeit	Gering	Grüne Trübung	1–2	3–12	1–4	3–12
Erste Warnstufe	Moderat	Schlieren, Oberflächenblüte	0,5–1	12–24	4–8	12–24
Zweite Warnstufe	Erhöht	Algenteppich, grüne Suspension	< 0,5	> 24	> 8	> 24

Saisonale Dynamik. Die Cyanobakterienpopulation in einem Gewässer folgt, wie das gesamte Phytoplankton, einer jahreszeitlichen Dynamik. Diese ist von vielen Faktoren abhängig, wie Temperatur, Sonneneinstrahlung, Durchmischung und Nährstoffkonzentrationen, aber auch Konkurrenz durch andere Phytoplankton-Arten, Makrophyten und Fraßdruck durch Zooplankton. In vielen Gewässern wiederholt sich die jahreszeitliche Dynamik in ähnlichen Mustern von Jahr zu Jahr, sodass bei mehrjähriger Kenntnis des Gewässers recht gute Prognosen für das zeitliche Auftreten von Cyanobakterienblüten möglich sind.

Hohe räumliche und zeitliche Variabilität. Das Cyanobakterienvorkommen kann an einzelnen Stellen im Gewässer räumlich und zeitlich extrem variieren, insbesondere für Arten, die zu Oberflächenblüten aufräumen, wie z. B. *Microcystis*. Durch gleichmäßigen Wind können Oberflächenblüten im Uferbereich zu Algenteppichen mit hohen Toxinkonzentrationen verdichtet werden. Bei einem Wechsel der Windrichtung oder -stärke können sich Algenteppiche aber auch rasch wieder auflösen oder an andere Stellen verdriftet werden.

Variabler Toxingehalt von Cyanobakterienblüten. Die mittleren Toxingehalte in Cyanobakterienpopulationen – die Menge an Toxinen pro Biomasse – können je nach taxonomischer und Genotypen-Zusammensetzung zwischen Gewässern oder innerhalb einer Saison stark schwanken.

Für die Ableitung der Schwellenwerte für Biovolumen und Chlorophyll-a (Chl-a) in **Abb. 1** und **Tab. 1** wurden konservative Verhältnisse von Microcystin (MC) zu Biomasse bzw. MC zu Chl-a von 3 µg/mm³ bzw. 1 µg/µg angenommen (siehe Abschn. 4.6.5 in [9]). Anhand der Parameter für die Cyanobakterienbiomasse (als Biovolumen oder Chl-a-Konzentration bei Cyanobakteriendominanz) kann damit die maximal zu erwartende Toxinkonzentration abgeschätzt werden. Diese Abschätzung muss als „worst case“ Annahme des Expositionsrisikos verstanden werden: gemessene Toxin-Konzentrationen sind in den meisten Fällen deutlich niedriger und damit auch das Risiko einer Gesundheitsgefährdung [10].

4. Grundlage der Überwachung – Einschätzung des Potentials für Cyanobakterienblüten

Grundlage der Überwachung ist die Einschätzung des Potentials eines Gewässers für das Auftreten von Cyanobakterienblüten anhand der Eigenschaften des Gewässers und seines Einzugsgebietes. Diese Einschätzung ist Teil der im Badegewässerprofil geforderten Bewertung und beruht auf allgemein angewandten Ansätzen zur gewässerökologischen Beurteilung, bei der neben der Trophie eines Gewässers auch hydrophysikalische Bedingungen (wie Durchmischungstiefe und Wasseraufenthaltszeiten) grundlegende Parameter sind (s. Onlinematerial).

Fehlt eine Einstufung der Trophie, z. B. für kleine Gewässer, ist ein einfacher Ein-

stieg in die Beurteilung des Potentials für Cyanobakterienblüten die Messung der Gesamtposphor-Konzentration (TP, total phosphorus), mindestens 4 Proben in einem Jahr, eine bei Vollzirkulation, drei zwischen Mai und Sep.; saisonale Mittelwerte nach der Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Ogewv [11]. Ab 0,025–0,05 mg/l TP), das entspricht der Stufe eutroph, muss in stehenden und in sehr langsam fließenden Gewässern mit Cyanobakterienblüten gerechnet werden [12]. Durch Untersuchungen der Nährstoffe (TP) und Cyanobakterien über einen Zeitraum von 2–3 Jahren mit einer 14-tägigen bis monatlichen Probenfrequenz kann gut beurteilt werden, ob und wann relevante Dichten an Cyanobakterien zu erwarten sind. Neben den geplanten und nach Standardverfahren durchgeführten Beprobungen sind auch einfache visuelle Beobachtungen wie das Auftreten und das Ausmaß von Oberflächenblüten oder Algenteppichen an Badestellen eine wesentliche Grundlage zur Bewertung. Ferner sind diese Kenntnisse des Gewässers und seines Einzugsgebietes auch Voraussetzung für die Planung und Durchführung von Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität.

Aufgrund der heterogenen Verteilung von „Blüten“ kann das Expositionsrisiko gegenüber Cyanobakterien zwischen verschiedenen Badestellen innerhalb eines Gewässers sehr unterschiedlich sein. Dies trifft zwar auch auf andere Parameter wie Fäkalindikatoren zu, jedoch steigt deren Konzentration in der Regel nach klar de-

Tab. 2 Leitwerte zu Cyanotoxinkonzentrationen für Badegewässer. Die Ableitung der Leitwerte und die jeweilige toxikologische Basis ist in den WHO Background Documents zu den einzelnen Toxingruppen zusammengefasst [14, 15, 24, 55]. Die Ableitung der Leitwerte ist im Onlinematerial näher erläutert; dort sind auch Leitwerte für andere Expositionsszenarien angegeben

Toxin/Parameter	Exposition	Leitwert	Leitwerttyp
Microcystin-LR ¹	Badegewässer	24 µg/l	Provisorischer LW ²
Cylindrospermopsin ¹	Badegewässer	6 µg/l	Provisorischer LW ²
Anatoxin-a ¹	Badegewässer	60 µg/l	Gesundheitsbasierter Referenzwert ³
Saxitoxin ¹	Badegewässer	30 µg/l	Leitwert

¹ es wird empfohlen, jeweils die Summe aller (detektierbaren) Strukturvarianten zu berücksichtigen

² wegen des hohen Unsicherheitsfaktors formal als provisorisch eingestuft (siehe Onlinematerial)

³ wegen lückenhafter toxikologischer Daten ist eine Ableitung eines formalen Leitwertes nicht möglich

finierten Ereignissen wie Starkregen und an bekannten Stellen an und kann daher recht verlässlich modelliert werden [13]. Bei Cyanobakterien ist die Heterogenität und Fluktuation meist wesentlich stärker ausgeprägt, und Modellierungsansätze erlauben bislang nur bedingt quantitative Vorhersagen [9]. Sind Cyanobakterienblüten in einem Gewässer zu erwarten, ist die Kenntnis der vorherrschenden Gattungen von großem Nutzen, da darüber sowohl die zu erwartenden Toxine eingegrenzt werden können als auch Prognosen zur Bildung von Oberflächenblüten möglich sind (s. [Tab. 1](#) und [2](#) im Onlinematerial). Auch kann nach einem intensiven Programm zur Bestandsaufnahme (über 2–3 Jahre) der Überwachungsaufwand häufig reduziert und auf kritische Zeiträume und Stellen fokussiert werden.

Auch in Gewässern mit relativ geringer TP-Konzentration (< 0,02 mg/l) und somit geringer mittlerer Dichte an Cyanobakterien können Oberflächenblüten entstehen, wenn die Cyanobakterien aus einem großen Wasservolumen an der Oberfläche akkumulieren oder, wie im Fall von *Planktothrix rubescens*, sich zwar meist in tieferen Schichten vermehren, jedoch gelegentlich an der Oberfläche aufräumen können. In nährstoffärmeren Gewässern sind diese Phänomene meist räumlich und zeitlich stark begrenzt.

5. Risikoabschätzung und Leitwerte

Die WHO Leitwerte für die vier Toxin-Gruppen sind so abgeleitet, dass bei ora-

ler Aufnahme auch für Kleinkinder keine Symptome zu erwarten sind. Dafür wurden bei der Berechnung der Leitwerte entsprechende spezifische Annahmen für Kleinkinder, z. B. zum Körpergewicht und zur Wasseraufnahme gemacht (s. Onlinematerial). Allerdings können Toxinkonzentrationen in dichten Oberflächenblüten deutlich höher sein als die Leitwerte und somit in Bereichen liegen, bei denen die orale Aufnahme ein Gesundheitsrisiko darstellen kann [5]. Gefährdet sind insbesondere (Klein)Kinder, die, bezogen auf das Körpergewicht, größere Wassermengen aufnehmen, vor allem bei längerem Aufenthalt in den am stärksten belasteten flachen Bereichen. Für Erwachsene kann die Aufnahme größerer Wassermengen mit dichter Oberflächenblüte, z. B. bei Wassersportunfällen („Beinahe-Ertrinken“), zu Toxinexpositionen in einem Dosisbereich führen, der im Tierversuch bereits Schädigungen zeigt. Neben dem Baden gilt dies vor Allem für solche Wassersportarten wie z. B. Windsurfen oder Wasserskifahren, bei denen (versehentlich) am ehesten größere Mengen Wasser geschluckt werden. In der internationalen Fachliteratur sind jedoch nur wenige toxikologisch nachvollziehbare Vergiftungen nach Kontakt mit Cyanobakterien dokumentiert: die Anzahl an weltweit berichteten Fällen, bei denen Vergiftungen von Menschen bei der Freizeitnutzung von Gewässern plausibel durch Cyanobakterientoxine hervorgerufen wurden, liegt im einstelligen Bereich ([5, 14, 15]; Onlinematerial). Kontakt mit hohen Cyanobakteriendichten in Oberflä-

chenblüten oder Algentepichen führt in der überwiegenden Zahl der Fälle nicht zu gesundheitlichen Beeinträchtigungen durch Cyanobakterientoxine, wenn eine orale Aufnahme vermieden wird. Dies ähnelt dem Risikopotential vieler natürlicher Pflanzengifte: auch diese treten räumlich nicht gleichmäßig verteilt auf (sondern in einzelnen Pflanzen), der Kontakt an sich ist meist nicht riskant (das Berühren der Pflanzen) und die Giftexposition kann vermieden werden (Vermeiden der oralen Aufnahme).

Im Zusammenhang mit dem Baden in mit Cyanobakterien belasteten Gewässern werden gelegentlich unspezifische Symptome wie (Schleim)Hautreizungen oder gastrointestinale Beschwerden berichtet. Allerdings sind diese Symptome nicht mit den Wirkmechanismen der bekannten Cyanobakterientoxine erklärbar, und zudem kommen in solchen Situationen auch andere Mikroorganismen und/oder Stoffe im Gewässer vor. Daher scheinen andere Agenzien als Ursache wahrscheinlicher, u. a. Krankheitserreger wie *Aeromonas* [16], symbiotische Mikroorganismen in der Gallerte mancher koloniebildender Cyanobakterien oder noch unerkannte Bestandteile der Zelloberflächen. In epidemiologischen Studien von Ausbrüchen bei Badenden ist der Anteil, der mit Cyanobakterien in Verbindung gebracht wurde, meist sehr gering [17–19].

Für die Badegewässerüberwachung zum Schutz vor Cyanobakterientoxinen verwenden viele nationale Regulierungen aus praktischen Überlegungen ein Maß der Cyanobakterienbiomasse anstelle einer direkten Messung von Cyanobakterientoxinen: die Zelldichte, das Biovolumen oder die Konzentration von Chlorophyll-a ([Tab. 1](#)). Sie entsprechen den bei dieser Biomasse maximal zu erwartenden Toxinkonzentrationen, die in der Regel deutlich über den tatsächlichen Konzentrationen liegen, da die Umrechnung auf publizierten Maximalwerten und nicht auf Mittelwerten beruht [10]. Die Regelungen vieler Staaten enthalten zudem einen Höchstwert für Microcystin als Orientierung oder Auslöser für die höchste Warnstufe [6]. Oft orientieren sich die Regelungen an dem dreistufigen Überwachungskonzept der WHO ([4, 5]; [Tab. 1](#)). Die für die Stufenzuordnung

Stufe	Einschätzung durch visuelle Prüfung	Maßnahmen	Ergänzende Analysen
Badegewässerprofil	Bestimmung der Trophie des Gewässers und des Vorkommens von Cyanobakterien	Planung der Überwachungshäufigkeit auf Informationsportalen; Einschätzung zur saisonal erwarteten Qualität des Badegewässers	
Erhöhte Aufmerksamkeit	Sichttiefe im Gewässer <2m Vorkommen von Cyanobakterien	Überwachungshäufigkeit ggf. verdichten Informationsportale; Aktualisierung an Badestellen; Information zu Cyanobakterien	1-4 mm ³ /l Biovolumen Cyanobakterien oder 3-12 µg/l Cyanobakterien-Chl-a*
Erste Warnstufe	Schlieren, Oberflächenblüten, aber keine Algenteppiche oder deutliche Trübung und Sichttiefe <1m	Informationsportale; Aktualisierung an Badestellen; Warnhinweise zu Cyanobakterien und Empfehlung zur Kontaktvermeidung (insbesondere für Kinder)	4-8 mm ³ /l Biovolumen Cyanobakterien oder 12-24 µg/l Cyanobakterien-Chl-a oder 12-24 µg/l MC
Zweite Warnstufe	größere Bereiche mit Algenteppichen oder sehr starke Trübung mit Sichttiefe <0,5m	Informationsportale; Aktualisierung an Badestellen; Warnhinweise zu Cyanobakterien; Markierung betroffener Stellen; ggf. Abraten vom Baden bzw. Badeverbot	>8 mm ³ /l Biovolumen Cyanobakterien oder >24 µg/l Cyanobakterien-Chl-a oder >24 µg/l MC

Abb. 1 ▲ Überwachungsschema für Badegewässer. (Eine Ergänzung der visuellen Prüfung durch Analysen (rechte Spalte) erhöht die Belastbarkeit der Bewertung. Entscheidungen sind jedoch bereits auf der Grundlage der visuellen Prüfung möglich. Microcystinanalysen können bei einem Badeverbot und dessen Aufhebung hilfreich für die Beurteilung sein. Für andere Cyanotoxine gelten entsprechend die in **Tab. 2** angegebenen Leitwerte)
*Dieser Wert gilt sowohl für direkt vor Ort bestimmte Cyanobakterien-Chl-a Werte (mittels in situ Fluorometrie) als auch für nasschemische Bestimmungen bei ausgeprägter Cyanobakteriendominanz (die durch mikroskopische Untersuchung festgestellt wird)

früher genutzte Zellzahl (Cyanobakterienzellen pro Liter) wurde durch die Bestimmung des Biovolumens ersetzt, da diese eine bessere Abschätzung der Toxinkonzentrationen erlaubt, ohne dass der zeitliche Aufwand wesentlich steigt, wenn nur potenziell toxische Cyanobakterien gezählt werden [20]. Bei der Bestimmung der Konzentration an Chl-a (s. Methoden) ist zu berücksichtigen, dass damit das gesamte Phytoplankton erfasst wird, dies also kein Cyanobakterien-spezifischer Parameter ist. Ob diese weitgehend auf Cyanobakterien zurückzuführen ist, lässt sich mit einer einfachen, semiquantitativen, mikroskopischen Analyse schnell bestätigen. Geeignete Fluoreszenz-Sonden erlauben vor Ort die direkte Bestimmung der Konzentration des Cyanobakterien-Chlorophylls (s. Methoden).

Für beide Biomasseparameter kann vor Ort die Sichttiefe als näherungsweise Maß schnell ermittelt werden [21]. So-

wohl die Biomasseparameter als auch die Sichttiefe können als konservative Surrogat-Parameter für Microcystine bzw. Cyanobakterientoxine herangezogen werden (**Tab. 1**).

Die Bewertung potenzieller Gesundheitsrisiken durch Cyanobakterien in Badegewässern beruht international vorwiegend auf der Konzentration an Microcystinen. Diese sind meist die häufigsten Cyanobakterientoxine und erreichen meistens die höchsten Konzentrationen. Dies trifft auch für deutsche Gewässer zu, in denen oft über die gesamte Badesaison Microcystin-produzierende Cyanobakterien dominieren (*Microcystis*, *Planktothrix*). Der von der WHO für Badegewässer vorgeschlagene Leitwert von 24 µg/l ist auf die Summe aller Microcystin-Varianten anzuwenden [14, 22].

Für die Neurotoxine (Anatoxine und Saxitoxine) beruht die gesundheitliche Relevanz vorwiegend auf ihrer aku-

ten oralen Toxizität, während chronische Wirkungen als unwahrscheinlich gelten [15, 23, 24]. Für Anatoxin-a-Varianten schlägt die WHO für Badegewässer aufgrund lückenhafter toxikologischer Daten keinen formellen Leitwert sondern einen „gesundheitsbasierten Referenzwert“ von 60 µg/l vor (**Tab. 2**); bei Konzentrationen darunter ist auf der Grundlage der toxikologischen Daten eine Gesundheitsgefährdung sehr unwahrscheinlich. Konzentrationen dieser Größenordnung wurden in Deutschland bislang in stehenden Gewässern sehr selten und nur in der Biomasse benthischer Cyanobakterien gemessen [25], die kompakte Matten auf Hartsubstraten bilden können [26]. In diesen Matten bzw. losgelösten Teilen davon kann ein hoher Gehalt an Anatoxinen vorliegen, aber die Konzentrationen im Freiwasser sind in der Regel unbedenklich [27]. Für Saxitoxine schlägt die WHO einen Badegewässer-Leitwert von 30 µg/l vor (**Tab. 2**). In dieser Größenordnung wurden Saxitoxine in Deutschland bislang nicht beobachtet.

Für Cylindrospermopsin beträgt der WHO-Leitwert für die Exposition durch Baden 6 µg/l (**Tab. 2**). Dieser relativ niedrige Leitwert ist vor allem durch höhere Unsicherheitsfaktoren begründet (s. Onlinematerial). Konzentrationen dieser Größenordnung wurden in Deutschland bislang selten gemessen, vor allem da die produzierenden Cyanobakterien selten dominant sind und nicht zur Bildung von Oberflächenblüten und Algenteppichen neigen [28].

6. Überwachungsschema für planktische Cyanobakterien in Badegewässern

Die Basis des hier vorgeschlagenen Vorgehens zur Überwachung bildet die Einschätzung des Potenzials eines Gewässers zur Bildung von Cyanobakterienblüten. Darauf baut das folgende mehrstufige Überwachungs- und Bewertungsschema auf, dessen wichtigstes Mittel die visuelle Inspektion bei der Begehung vor Ort, die Sichttiefe sowie die qualitative Untersuchung auf Cyanobakterien sind (**Abb. 1**). Zur belastbareren Begründung von Badeverboten sind quantitative Daten zur Cyanobakterientoxinkonzent-

ration ggf. hilfreich, sind aber nicht zwingende Voraussetzung. Auch kann bei einer unauffälligen Toxinkonzentration das Risiko trotz starken Vorkommens von Cyanobakterien niedriger eingestuft und Maßnahmen angepasst werden. In der Regel ist für Badegewässer eine Analyse von Microcystinen mit ELISA (Enzyme Linked Immuno Sorbent Assay) ausreichend; die Analyse anderer Cyanobakterientoxine wird empfohlen, wenn Hinweise auf ein starkes Vorkommen von potenziell produzierenden Arten vorliegt (s. Onlinematerial). Im vorliegenden Überwachungsschema sind entsprechende Konzentrationsbereiche für die einzelnen Bewertungsstufen angegeben:

Badegewässerprofil: Die EU Badegewässerrichtlinie [1] fordert für jedes Badegewässer ein so genanntes Badegewässerprofil, welches u. a. mögliche Verschmutzungsquellen sowie mögliche Probleme mit Cyanobakterien (Blualgen) aufzeigen soll. Aufgrund von Daten zu einem Gewässer über mehrere Badesaisons lässt sich das Potenzial für die Bildung von Cyanobakterienblüten, Oberflächenblüten und Algenteppichen relativ verlässlich einschätzen. Entsprechende Hinweise oder Warnungen für einzelne Badegewässer bzw. Badestellen sollten bereits vor oder zu Beginn der Badesaison kommuniziert werden. Informationen zum allgemeinen Zustand des Gewässers sind der Öffentlichkeit zugänglich zu machen.

Erhöhte Aufmerksamkeit: Zeigt die Bewertung des Badegewässers im Rahmen des Badegewässerprofils das Potenzial für Cyanobakterienblüten, so kann bereits ab Sichttiefen unter 2 m und bei Vorkommen von Cyanobakterien (mikroskopische Analyse, Fluoreszenz) eine Erhöhung der Überwachungsdichte der Badestellen während der Badesaison angezeigt sein. Die Bewertung kann auch auf Grundlage des Cyanobakterienbiovolumens (1–4 mm³/l) bzw. der Cyanobakterien-Chl-a-Konzentration (3–12 µg/l) erfolgen. Hintergrund für diese Stufe ist das Potenzial für eine möglicherweise rasche weitere Zunahme von Cyanobakterien und vor allem deren mögliche Akkumulation an Badestellen. An der Badestelle bzw. auf Informationsportalen sollten allgemeinverständliche Informationen zu Cyanobakterien bereitgestellt werden.

Erste Warnstufe: Bei stärker ausgeprägter Trübung (Sichttiefe < 1 m) und Cyanobakteriendominanz (mikroskopische Analyse, Fluoreszenz) oder Cyanobakterienbiovolumina von 4–8 mm³/l oder 12–24 µg/l Cyanobakterien-Chl-a sind an Badestellen meist Schlieren und Oberflächenblüten von Cyanobakterien zu sehen. Für einzelne Personen ist das Auftreten von Haut- und Schleimhautreizungen bei Kontakt nicht auszuschließen. Auch können punktuell bereits Microcystinkonzentrationen im Bereich von 24 µg/l vorkommen. An der Badestelle bzw. auf Informationsportalen sollten allgemeinverständliche Warnhinweise zu Cyanobakterien gegeben werden.

Zweite Warnstufe: Bei noch geringeren Sichttiefen < 0,5 m, geschlossenen Algenteppichen oder einem Cyanobakterienbiovolumen > 8 mm³/l oder > 24 µg/L Cyanobakterien-Chl-a an der Badestelle sollten deutliche Warnhinweise gegeben werden und ggf. kann je nach Länderverordnung vom Baden abgeraten bzw. ein Badeverbot ausgesprochen werden. Dieses kann sich auch nur auf Teilbereiche einer Badestelle beziehen, die dann entsprechend zu markieren sind. Ein vorübergehendes Badeverbot kann auch aufgrund sehr geringer Sichttiefen und der damit verbundenen Erschwerung von Rettungsmaßnahmen bei Ertrinken erwogen werden. Um angesichts des hohen gesundheitlichen Wertes des Wassersports diesen nicht unangemessen einzuschränken, ist in diesem Fall die weitere Entwicklung der Cyanobakterien zeitnah zu beobachten und bei entsprechenden Werten die Sperrung baldmöglichst wieder aufzuheben.

Die Leitwerte zur Abgrenzung der einzelnen Stufen ergeben sich aus Abschätzungen der maximal zu erwartenden Cyanobakterientoxinkonzentrationen bei der jeweiligen Cyanobakterienbiomasse. Das vorgeschlagene Überwachungsschema basiert vor allem auf der visuellen Inspektion, der gemessenen Sichttiefe und einer qualitativen Untersuchung auf Cyanobakterien. Diese setzt die Möglichkeit zu mikroskopischer Analyse und Grundkenntnissen der Taxonomie oder die Möglichkeit einer *in situ* Fluoreszenzmessung voraus. Letztere zeichnet sich durch eine günstige Relation von zeitlichem Auf-

wand gegenüber Aussagekraft der Ergebnisse aus (s. 9. Methoden).

Das mehrstufige Schema erfordert nicht zwingend die Messung der Cyanobakterientoxine, diese kann jedoch als Erweiterung hinzugezogen werden, insbesondere wenn eine Sperrung in Erwägung gezogen wird (Zweite Warnstufe). Ebenso kann durch den Nachweis von Microcystinkonzentrationen < 24 µg/l eine Sperrung vermieden oder wieder aufgehoben werden. Bei Dominanz von Cyanobakterienarten, die potenziell Cylindrospermopsin oder Neurotoxine produzieren (s. Onlinematerial ■ Tab. 1), kann als Entscheidungsgrundlage für eine Sperrung auch bzw. stattdessen die Konzentration dieser Toxine bestimmt werden (siehe Leitwerte in ■ Tab. 2). Maßnahmen wie die frühzeitige und verständliche Information der Badenden sollten grundsätzlich getroffen werden, unabhängig vom tatsächlichen Vorhandensein von Massenvorkommen von Cyanobakterien. Dabei können auch andere Aspekte, wie mögliche Sperrungen von Badestellen aus Sicherheitsgründen (Wasserrettung) angesprochen werden.

Die visuelle Inspektion sowie die den Bewertungsstufen zugrundeliegenden Werte für Biovolumen bzw. Toxine können grundsätzlich auch für die Überwachung von Badestränden der Küstengewässer angewendet werden. Die Überwachung der Küstengewässer auf das Massenvorkommen von Cyanobakterien erfordert jedoch ein weiträumigeres Vorgehen, um auch küstenferne Massenentwicklungen erkennen und rechtzeitig handeln zu können, falls entsprechende Wetterbedingungen diese an die Badestrände verdriften. Dies kann beispielsweise durch satellitengestützte Fernerkundungen erfolgen (siehe 9.2). Nicht zuletzt liefern Kontakte zu zuständigen Institutionen in Nachbarländern Hinweise auf zu erwartende Cyanobakterienmassenvorkommen.

6.1 Bewertung der Ergebnisse und Maßnahmen

Im Vordergrund aller Maßnahmen steht die Information der Öffentlichkeit zu möglicherweise in bestimmten Gewässern auftretenden Massenvorkommen von Cyanobakterien, in der Regel durch

Tab. 3 Mögliche behördliche Maßnahmen in Reaktion auf das (Massen)Vorkommen von Cyanobakterien (Blaualgen) in Badegewässern

Stufe	Auslöser	Maßnahmen	Beispiel
Information	Potenzial zur Blütenbildung	Website, Badegewässerprofil	<i>Im ABC-See ist im Sommer mit Cyanobakterienblüten zu rechnen</i>
Warnung	Auftreten der saisonalen Blüte	Website, aktuelle Bewertung	<i>An Badestelle XY ist mit dichten Cyanobakterienblüten zu rechnen; es wird empfohlen, den Kontakt mit den Cyanobakterien zu vermeiden</i>
Abraten vom Baden oder Badeverbot	Massenvorkommen an einer Badestellen bzw. in einem Bereich einer Badestelle	Website, aktuelle Bewertung Schilder an Badestellen bzw. an betroffenen Bereichen	<i>Wegen der Algenteppiche im ABC-See/an Badestelle XY wird dort vom Baden abgeraten/das Baden verboten</i>

örtliche Medien oder Internetplattformen, bevorzugt bereits zu Beginn der Badesaison [29]. Aktuelle Warnhinweise, die einzelne Badegewässer betreffen, sollten an betroffenen Stellen leicht erkennbar gegeben werden. Dies kann sehr effizient durch eine betreute Internetplattform bzw. eine Website unterstützt werden, die Badenden aktuelle Einschätzungen zur Wasserqualität bereitstellen, noch bevor diese sich an ein Badegewässer begeben. In den meisten Bundesländern bestehen entsprechende Websites zur Badegewässerqualität. Da Warnungen grundsätzlich auf größere Akzeptanz stoßen, wenn sie auf einer regelmäßigen Information der Bürger über die Badegewässerqualität aufbauen können, empfiehlt sich eine regelmäßige Veröffentlichung der im Rahmen der Überwachung ermittelten Messergebnisse (Fäkalindikatoren, Cyanobakterien(blüten), sonstige Risiken). Der barrierefreie Zugang zu diesen Informationen kann über QR-Codes, intuitiv verstandene Symbole, digitale Karten, etc. erfolgen. Dazu wäre ein bundesweit einheitliches System von Symbolen und Begriffen sehr hilfreich. Insbesondere an Gewässern, durch die eine Landesgrenze führt, können unterschiedliche Symbole verwirrend sein.

Grundsätzlich ist ein mehrstufiges Maßnahmen-system sinnvoll, das von der allgemeinen Information zu Badegewässern bzw. Badestellen bis zum Abraten vom Baden bzw. Badeverboten reicht. Je nach Stufe sind Informationen für die Bevölkerung an entsprechender Stelle bereitzustellen (■ Tab. 3).

In der öffentlichen Kommunikation ist zu betonen, dass gesundheitlich relevante Massenvorkommen von Cyanobakterien auch von Laien ohne spezifische Vorkenntnisse erkannt werden können („Füße im knietiefen Wasser nicht mehr

zu sehen, grünliche Trübung“). Badende können das Expositionsrisiko erheblich reduzieren, wenn sie Bereiche mit gut sichtbaren Oberflächenblüten oder Algenteppichen meiden. Das kann unter Umständen schon durch Schwimmen vom Steg oder Boot aus oder in nahegelegenen anderen Bereichen einer Badestelle erreicht werden.

Bei erhöhter Cyanobakteriendichte empfiehlt sich eine Intensivierung bzw. Flexibilisierung der Überwachung, um kurzfristig auftretende Massenvorkommen an Badestellen zu erfassen. Dazu können auch Informationen zur aktuellen Situation von Bäderbetreibern oder Mitarbeitenden von Rettungsstellen herangezogen werden, beispielsweise durch übermittelte Fotos.

Das Aussprechen von Badeverboten aufgrund von Cyanobakterien kann eine Reihe zu bedenkender Konsequenzen nach sich ziehen, wie die wirtschaftliche Konsequenz für kommerziell betriebene Bäder. Da das Verschwinden von Algenteppichen ebenso schnell von statten gehen kann wie ihr Auftreten (manchmal innerhalb von Stunden), ist ein Badeverbot unter Umständen schon kurze Zeit, nach dem es ausgesprochen wurde, gegebenenfalls nicht mehr angezeigt. An überwachten Badestellen kann die Einbindung des Personals, z. B. durch Messung der Sichttiefe, ein differenziertes Vorgehen ermöglichen.

Bei Abwesenheit von Oberflächenblüten und einer Sichttiefe von einem Meter oder mehr an Badestellen stellt die Dichte planktischer Cyanobakterien und damit mögliche Cyanobakterientoxinkonzentration nach derzeitigem Kenntnisstand kein Gesundheitsrisiko dar. Besonders in Flachseen ist *Planktothrix agardhii* oft dominant und verursacht durch die ho-

mogene Verteilung im Wasser eine starke grünliche Trübung. Die Cyanobakterientoxinkonzentration liegt in solchen homogenen Blüten selten über den Leitwerten. In diesen Fällen ist es eher die geringe Sichttiefe selbst, die ein Gesundheitsrisiko darstellt, z. B. durch erhöhte Verletzungsgefahr.

Bei Sichttiefen von 2 Metern sind Massenvorkommen von Cyanobakterien unwahrscheinlich, können bei bestimmten Wetterverhältnissen aber auch in mesotrophen Gewässern kurzzeitig und räumlich begrenzt auftreten. Ein Beispiel dafür sind temporäre, grüne Oberflächenblüten, wenn *Dolichospermum* aus der gesamten Wassersäule aufrahmt und punktuell zusammengeschiebt wird oder rote Oberflächenblüten von *Planktothrix rubescens*, die aber auch leicht erkannt werden können.

7. Überwachung von benthischen Cyanobakterien in Badegewässern

Neben planktischen Cyanobakterienblüten können auch benthische Cyanobakterien Toxine enthalten. Benthische Cyanobakterien sind vor allem in relativ klaren, nährstoffarmen Fließgewässern und Seen anzutreffen, wo sie in Büscheln oder Matten an Hartsubstraten anhaften und manchmal auch Massenentwicklungen bilden [9, 26]. Darüber hinaus können Cyanobakterien Makrophyten besiedeln, die in relativ klaren Seen ausgedehnte Bestände bilden können [25]. Bezüglich des Gesundheitsrisikos für Badende sind meist fädige Cyanobakterien der Gattungen *Microcoleus*, *Tychonema*, *Phormidium* sowie *Oscillatoria* relevant, da einzelne Arten oder Stämme zur Produktion von Anatoxinen (Varianten: Anatoxin-a,

dihydro-Anatoxin-a, homo-Anatoxin-a, [30]) fähig sind. Fälle von Anatoxinvergiftungen von Hunden haben in der Vergangenheit wiederholt die Bevölkerung beunruhigt [26, 31]. Möglicherweise nehmen Hunde einerseits Cyanobakterien gezielt auf und reagieren zudem empfindlicher auf das Alkaloid Anatoxin [25]. Weltweit ist kein gesicherter Fall von Anatoxinvergiftung von Menschen bekannt.

Die Risikobewertung von benthischen Cyanobakterien ist dadurch erschwert, dass diese noch deutlich heterogener im Gewässer anzutreffen sind, als das bei planktischen Cyanobakterien der Fall ist. Einzelne Matten oder Makrophyten können sich stark im Toxingehalt unterscheiden, und oft sind im angrenzenden Freiwasser Toxine kaum nachzuweisen. Darüber hinaus können sich Matten und Makrophyten vom Untergrund lösen und innerhalb des Gewässers verdriftet werden. Konkret bedeutet das, dass als Parameter einer Überwachung die Toxinkonzentration an Aussagekraft verliert, da die Toxinkonzentration noch in viel stärkerem Maß davon abhängt, wo und wie eine Probe genommen wird [25].

Da hohe Toxinmengen ausschließlich in Büscheln oder Matten von Cyanobakterien oder in besiedelten Makrophyten vorkommen, ist der einzig gangbare Weg zur Vermeidung von Gesundheitsrisiken die Vermeidung der oralen Aufnahme. Weil eine zeitnahe und flächendeckende Überwachung eines Gewässers nach Badegewässerverordnung nicht vorgesehen und auch nicht immer möglich ist, sollte an die Badenden appelliert werden, die Aufnahme von möglicherweise giftiger Biomasse zu vermeiden bzw. in der Verantwortung von aufsichtspflichtigen Personen eine Aufnahme durch Kleinkinder zu verhindern. Durch die öffentliche Kommunikation der mit benthischen Cyanobakterien verbundenen möglichen Gesundheitsrisiken kann das eigenverantwortliche Verhalten von Badenden unterstützt werden.

Aufgrund der geringen Datenlage gibt es für benthische Cyanobakterien derzeit keine Empfehlung zur systematischen Überwachung von Badegewässern in Deutschland. Bei Bedarf kann sich an der neuseeländischen Überwachung orientiert werden [32].

8. Mittel- bis langfristige Maßnahmen zur Verbesserung der Badegewässerqualität

Die nachhaltigste Maßnahme zur Vermeidung möglicher Gesundheitsrisiken durch Cyanobakterien ist die Reduktion des Nährstoffgehaltes eines Gewässers. Gesamtphosphor-Konzentrationen (TP) von <0,05 mg/L TP senken je nach Gewässertyp und Einzugsgebiet deutlich die Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Cyanobakterien [9, 12]. Die Stickstoffkonzentration kann auch zur Förderung von Cyanobakterienblüten beitragen, ist im Vergleich zur TP-Konzentration aber meist schwerer zu beeinflussen. Die Eliminierung von Phosphat im Zufluss ist technisch machbar und wird seit längerem erfolgreich angewandt [33]. Eine Nährstoffreduktion kann auch im Gewässer selbst erfolgen (z. B. durch Phosphatfällung; [34]); allerdings ist zu beachten, dass ohne hinreichende Reduktion der externen Fracht Verbesserungen der Wasserqualität nur kurzzeitig anhalten, bevor Cyanobakterienblüten wieder zurückkehren [35]. Daher ist bei einer Entscheidung für entsprechende Techniken zu beachten, dass genug Mittel zur Verfügung stehen, um Geräte dauerhaft zu unterhalten bzw. einzelne Maßnahmen zu wiederholen.

Vor allem bei größeren Gewässern sollte das gesamte Einzugsgebiet des Gewässers betrachtet, Eintragspfade identifiziert und diese, soweit wie möglich, reguliert werden [36]. Dies setzt in der Regel politische Entscheidungen und Investitionen in einem größeren Rahmen voraus. Eine Verbesserung der Wasserqualität tritt in der Regel nur graduell, über einen Zeitraum von Jahren ein, ist dann aber meist nachhaltig. Für größere Gewässer regeln die EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) und entsprechende Verordnungen [11] die Verpflichtung zu Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Zustandes (und damit der Wasserqualität). Welche Maßnahmen konkret ergriffen und welche Verbesserungen damit erreicht wurden bzw. noch erwartet werden, kann über die zuständigen Umweltämter bzw. aus den Länderberichten zur WRRL in Erfahrung gebracht werden. Je nach Gegebenheiten vor Ort kann eine hinreichende Nährstoffkonzentra-

tion durch Maßnahmen wie Sanierung der Abwassereinleitungen, verbesserte Niederschlagswasserbewirtschaftung von versiegelten Flächen oder Änderung landwirtschaftlicher Praktiken erreicht werden. Für kleinere Gewässer, die nicht von der WRRL erfasst sind, können Erfahrungen von größeren Gewässern einer Region herangezogen werden.

9. Methoden

Im Folgenden werden ausschließlich Methoden für die Bewertung des aktuellen Cyanobakterienvorkommens beschrieben. Für Methoden zur gewässerökologischen Untersuchung sowie der Einschätzung des Potenzials für Cyanobakterienblüten, wie beispielsweise die Bestimmung des Gesamtphosphatgehaltes, wird auf die Übersicht zu grundlegenden gewässerkundlichen Methoden mit Bezug zu Cyanobakterien in [21, 37] verwiesen.

9.1 Visuelle Inspektion

Die visuelle Inspektion ist das wichtigste und effektivste Mittel, um mögliche Gesundheitsrisiken durch Cyanobakterien einzuschätzen. Bei der Ortsbegehung können Massenvorkommen am unmittelbarsten erfasst werden. Dabei muss die Ausbreitung und abgeschätzte Dichte an Cyanobakterien möglichst genau dokumentiert werden, beispielsweise mit Markierungen auf einer einfachen vorgezeichneten Lageskizze der Badestelle oder mit Fotos. Grundsätzlich gilt, dass bei deutlich sichtbaren Oberflächenblüten mit Toxinkonzentrationen zu rechnen ist, die im Bereich der Leitwerte für die Exposition beim Baden liegen können. Bei ausgeprägten Algenteppichen muss mit deutlich höheren Toxinkonzentrationen gerechnet werden. Aufgrund der konservativen Annahmen zum Microcystingehalt der Biomasse zur Ableitung der Schwellenwerte für Biomasse oder Chl-a für die Überwachung (■ **Abb. 1**) werden jedoch in vielen Fällen die tatsächlichen Konzentrationen niedriger sein, was sich aber nur durch eine Laboranalyse ermitteln lässt (s. oben). Daher empfiehlt es sich gelegentlich, neben der Biomasse (d. h. Biovolumen oder Cyanobakterien-Chl-a

als Maß für die Biomasse) auch Microcystine zu messen, um somit die Microcystin/Biomasse-Relation der jeweiligen Blüte zu ermitteln. Diese ändert sich deutlich weniger rasch (im Bereich von Tagen und Wochen) als die Akkumulation von Zellen (innerhalb von Stunden) und ermöglicht daher eine Beurteilung des Expositionsrisikos anhand visueller Inspektion auch für die Folgetage oder für Badestellen in unmittelbarer Nähe.

Neben der Erfassung von sichtbaren Cyanobakterienvorkommen ist die Erfassung der Trübung ein wesentlicher Teil der visuellen Inspektion. Die Trübung bzw. Transparenz wird als „Sichttiefe“ mit einer Secchi-Scheibe gemessen, vorzugsweise von einem Steg oder Boot aus, jeweils im Schatten, um Störungen durch Spiegelungen zu vermeiden. Für Flachwasserbereiche bis 1 m kann eine Secchi-Scheibe auch auf einen Stab montiert werden und eine Messung durch Begehung erfolgen. Sollte die Sichttiefe größer als die Wassertiefe sein, sollte dies als „Sichttiefe > [Wassertiefe in m]“ dokumentiert werden.

Bei Beobachtung von Oberflächenblüten und/oder deutlicher, grünlicher Trübung des Wassers mit Sichttiefe unterhalb von 1 m ist eine Wasserprobe zu nehmen und diese im Labor mikroskopisch auf das Vorkommen von Cyanobakterien zu prüfen, um die vor Ort getroffene Einschätzung, ob die Trübung durch Cyanobakterien verursacht ist, zu verifizieren (s. 9.4). Eine schnelle Bestimmung von Cyanobakterien vor Ort kann mittels Fluoreszenzsonden durchgeführt werden (siehe 9.5).

Sowohl die Dokumentation von Oberflächenblüten (Schlieren) oder Algenteppichen (geschlossene Aufräumungen) als auch die Messung der Sichttiefe können innerhalb weniger Minuten vor Ort vorgenommen werden. Eine erste Einschätzung, ob es sich bei starker Trübung oder Oberflächenblüten tatsächlich um Cyanobakterien handelt, kann in vielen Fällen mit etwas Erfahrung bereits vor Ort erfolgen. Für Bilder typischer, potenziell toxischer, planktischer und benthischer Cyanobakterienpopulationen siehe Onlinematerial. Für mikroskopische Bilder der wichtigsten Cyanobakterien siehe [38, 39].

9.2 Fernerkundung

In den letzten Jahren ist die Fernerkundung von Cyanobakterienblüten über Satellitenbilder deutlich fortgeschritten [40]. Algorithmen erlauben zum Teil recht genau die Unterscheidung zwischen Cyanobakterien und anderen Algengruppen [41]. Allerdings ist die Auflösung von Satellitenbildern bislang oft nicht ausreichend, um einzelne Badestellen oder Bereiche von Badestellen zu erfassen, und die Sicht auf ufernahe Bereiche kann durch die Vegetation beeinträchtigt sein. Außerdem behindert die Bewölkung die Satellitensicht, so dass die gelieferten Bilder nicht mit der gewünschten Regelmäßigkeit aufgenommen werden (Lücken von wenigen Wochen sind häufig). Fernerkundung mit Satellitenbildern haben sich deshalb vor allem für die längerfristige Beobachtung von Cyanobakterienblüten in größeren Seen oder Flüssen bewährt. Daher kann für die Badegewässerüberwachung die Fernerkundung mit Satelliten eine wertvolle Ergänzung zur Bewertung der Entwicklung der Wasserqualität darstellen, aber bislang nicht die visuelle Inspektion ersetzen. Da durch Fernerkundung nur die obersten Wasserschichten erfasst werden, ermöglicht sie keine qualitative und quantitative Bewertung des Vorkommens von bestimmten Cyanobakterien.

Für kleinere Gewässer oder für einzelne Badestellen kann ein Überfliegen mit einer Drohne erfolgen [42, 43]. Unter der Voraussetzung, dass rechtliche Aspekte wie der Datenschutz oder naturschutzrechtliche Belange (z. B. keine Überflüge während Brutzeiten) geklärt sind, könnten Drohnen die Situation an einer Badestelle in Echtzeit wiedergeben und eine Information der Bevölkerung erleichtern.

Fernerkundung mit Satelliten oder Überflüge mit Drohnen sind mit erheblichen Kosten verbunden (neben den Bildern selbst auch für die Auswertung, für die Personal und Rechnerkapazität bereitgestellt werden muss bzw. durch die Beauftragung kommerzieller Dienste). Andererseits bietet sich bei Fernerkundung ein zentralisiertes Vorgehen an, so dass von einer Investition viele Stellen profitieren können.

9.3 Probenahme und Transport

Die Beprobung von Gewässern für die Einschätzung des Potentials für das Auftreten von Cyanobakterienblüten (das heißt in der Regel die Erfassung der Trophie nach LAWA bzw. WRRL) oder innerhalb längerfristiger Monitoringprogramme erfolgt meist an der tiefsten Stelle eines Gewässers. Proben werden dort als tiefenintegrierte Proben entnommen, wie in einschlägigen Normen beschrieben. Die so gewonnenen Daten eignen sich gut für eine grundsätzliche Bewertung des Vorkommens von Cyanobakterien in einem Gewässer, sie ermöglichen jedoch keine Aussage über ihre Akkumulation an Badestellen. Daher müssen für einzelne Badestellen Daten direkt an diesen erhoben werden.

Für die Quantifizierung des Cyanobakterienvorkommens im Rahmen der Badestellenüberwachung werden Proben zur Bestimmung der Chl-a- oder der Toxinkonzentration (sofern erforderlich) direkt im betroffenen Bereich genommen. Bei gleichmäßig über die Fläche und Tiefe verteilten Cyanobakterien genügt die Entnahme einer Schöpfprobe, während bei Vorkommen von ausgeprägten Oberflächenblüten oder Algenteppichen mehrere Proben sinnvoll sein können.

Für die Probenahme vor Ort muss mit dem analysierenden Labor bzw. den analysierenden Laboren abgestimmt werden, welche Analysen durchgeführt werden sollen und welches Probenvolumen für die jeweiligen Analysen und gewünschten Nachweisgrenzen benötigt wird. Das gesamte Probenvolumen kann in einem größeren Gefäß gesammelt werden und erst im Labor in Einzelproben aufgeteilt werden. Alternativ können Proben für einzelne Analysen direkt in einzelne Probenflaschen abgefüllt werden. Um die Homogenität aller Proben zu gewährleisten, empfiehlt es sich in beiden Fällen, zunächst ein größeres Volumen zu entnehmen und davon die einzelnen Probenflaschen für die unterschiedlichen Parameter zu befüllen. Aufräumende Cyanobakterien können sich innerhalb weniger Minuten an der Oberfläche sammeln, weshalb das Abfüllen zügig erfolgen muss bzw. die Cyanobakterien durch Rühren oder Schütteln wieder gleichmäßig ver-

teilt werden müssen. Für Chl-a- und Cyanobakterientoxinproben aus Gewässern haben sich Kunststoffflaschen mit weiter Öffnung bewährt, sofern eine Weiterverarbeitung am selben Tag gegeben ist, um Zellyse und damit möglich Adsorption von gelösten Microcystinen an den Kunststoffen zu vermeiden. Ein Volumen von je 1 L ist für nachfolgende Analysen ausreichend, geringere Volumina sind je nach Analyse und Cyanobakteriendichte möglich. Für den Transport ins Labor sind die Proben kühl und dunkel zu lagern (z. B. in einer Kühlbox). Für die Bestimmung von Zellzahlen und des Biovolumens wird eine Wasserprobe mit Lugol'scher Lösung fixiert. Ca. 100 ml Probe werden dazu in eine Braunglasflasche abgefüllt, in der einige Tropfen konzentrierter Lugol'scher Lösung vorgelegt sind (das exakte Volumen ist an dieser Stelle nicht entscheidend) [20].

9.4 Qualitative Bestimmung des Cyanobakterienvorkommens

Bei Beobachtung von Schlieren, Oberflächenblüten, Algenteppichen oder starker grünlicher Trübung während der Ortsbegehung klärt die mikroskopische Untersuchung der vor Ort entnommenen Proben, ob diese durch Cyanobakterien bedingt sind und welcher Gattung diese angehören. In den meisten Gewässern können mit Erfahrung und Ortskenntnis Cyanobakterienblüten auch ohne mikroskopische Untersuchung bereits mit bloßem Auge von anderen „Blüten“ wie Wasserlinsen oder Pollen unterschieden werden. Vor Ort kann auch eine erste Einschätzung zu dominanten Cyanobakterien vorgenommen werden, da z. B. Kolonien von *Microcystis* und *Aphanizomenon flosaquae* auch makroskopisch zu erkennen sind (für typische Bilder siehe [38] und [39]). Arten, die in Einzelfilamenten vorliegen wie *Planktothrix agardhii* oder *Aphanizomenon gracile*, können in einem Reagenzglas, gegen eine Lichtquelle betrachtet, erkannt werden. Liegen Daten zum Vorkommen von Cyanobakterien über mehrere Jahre vor, kann in den allermeisten Gewässern davon ausgegangen werden, dass nicht gänzlich andere Arten plötzlich dominant werden, wenn sich die

chemisch-physikalischen Charakteristika des Gewässers nicht ändern.

Für eine genauere oder bestätigende Einschätzung wird eine qualitative mikroskopische Analyse im Labor empfohlen. Routinierte Fachkräfte können potenziell toxinbildende Cyanobakterien nach kurzer Einarbeitungszeit rasch (d. h. in 5–10 min) erkennen und (auf Gattungsebene) taxonomisch einordnen. Häufig handelt es sich bei Oberflächenblüten um *Microcystis*, *Aphanizomenon flosaquae*, *Dolichospermum*, bei homogen verteilten Cyanobakterien um Filamente von *Planktothrix agardhii*, *Cuspidothrix* (früher *Aphanizomenon*) *issatschenkoi*, *Aphanizomenon gracile* und bei rötlicher Färbung um *Planktothrix rubescens* [38, 39]. In den meisten Phytoplankton-Proben kann eine Vielzahl weiterer Cyanobakterienarten nachgewiesen werden, diese neigen aber selten zur Blütenbildung noch produzieren sie Toxine – auch wenn es jeweils Ausnahmen gibt (s. Onlinematerial). Bei benthischen Cyanobakterien handelt es sich überwiegend um Oscillatoriales wie *Microcoleus*, *Phormidium* oder *Tychonema*, seltener um *Anabaena* oder *Nostoc*.

9.5 Quantitative Bestimmung des Cyanobakterienvorkommens (Chlorophyll-a, Biovolumen)

Nasschemische Bestimmung von Chlorophyll-a

Die Biomasse an Phytoplankton pro Liter Wasser kann anhand der Konzentration des Chlorophyll-a näherungsweise abgeschätzt werden. Obwohl der Gehalt des Pigments Chl-a sowohl innerhalb eines Stammes als auch zwischen einzelnen Algenklassen variiert, spiegelt er die Gesamtbiomasse von Algen und Cyanobakterien gut wieder. Um die Cyanobakterienbiomasse zumindest semi-quantitativ abschätzen zu können, sollte neben der Chlorophyllkonzentration eine qualitative mikroskopische Analyse durchgeführt werden, um zu klären, ob Cyanobakterien in der Probe dominieren. Mit etwas Erfahrung und Kenntnis des überwachten Gewässers ist dies mit mäßigem Aufwand möglich (s. oben) und die Werte können als „Cyanobakterien-Chl-a“ berichtet werden.

Die Bestimmung der Chl-a-Konzentration erfolgt nach DIN 38409-60 [44]. Ein Überblick über die einzelnen Probenaufbereitungs- und Analysenschritte ist in [20] zu finden.

Bestimmung von Chlorophyll-a durch in-vivo-Fluoreszenz

Neben der nasschemischen Bestimmung von photosynthetischen Pigmenten im Labor, z. B. durch chromatographische Verfahren, stehen dafür auch Sonden zur Verfügung, die die *in-vivo*-Fluoreszenz in einer Probe oder direkt im Gewässer ermitteln [20].

Fluoreszenzsonden zur schnellen Bestimmung der Konzentrationen an Chl-a sind kommerziell sowohl für planktische als auch für benthische Cyanobakterien erhältlich. Die Messung erfolgt an intakten Zellen (*in vivo*). Geräte mit mehreren Anregungs- und Detektionswellenlängen erlauben die Unterscheidung der großen Algengruppen [20] und eine Bestimmung des Cyanobakterien-Chl-a. Für Messungen im Bereich von Badestellen gibt es bedienungsfreundliche Handmessgeräte, mit denen in kurzer Zeit die Dichte von Cyanobakterien an mehreren Probestellen erfasst werden kann. Messungen vor Ort haben den Vorteil, dass Ergebnisse unmittelbar vorliegen. Bislang existiert keine ISO/DIN Norm für entsprechende Verfahren, aber Vergleichsuntersuchungen von planktischen Cyanobakterien mit (portablen) Fluorometern und mikroskopisch bestimmten Biovolumen zeigen eine meist recht gute Übereinstimmung [20], aber auch eine Fehleranfälligkeit vor allem bei Cyanobakterien roter Pigmentierung (*P. rubescens*) oder großen Kolonien (z. B. *Microcystis*, *Aphanizomenon*) [45]. Eine gelegentliche Überprüfung der Ergebnisse der *in-vivo*-Fluoreszenz mit denen der Biovolumen-Bestimmung am Mikroskop (s. unten), um diese Signale für das Gewässer und die Situation typischer Cyanobakterienkonsortien zu „kalibrieren“, kann die Quantifizierung erheblich verbessern. Diese Methode ist für eine schnelle Einschätzung der Situation vor Ort geeignet, insbesondere für die Erfassung der horizontalen und vertikalen Variabilität der Cyanobakteriendichte.

Zur kontinuierlichen Überwachung können Fluoreszenz-Sonden an Bo-

jen montiert werden und die Ergebnisse über Funk übertragen werden [46]. Die Herausforderung einer solchen Überwachung liegt darin, einen oder wenige Punkte im Gewässer zu definieren (sowohl horizontale als auch vertikale Lage), die für das Gesamtgewässer repräsentativ ist bzw. sind. Installierte Sonden müssen regelmäßig von Aufwuchs befreit werden und sind – gerade an Badestellen – anfällig für Beschädigung durch Vandalismus.

Bestimmung von Zellzahlen und des Biovolumens

Die genaueste, aber auch aufwändigste Bestimmung der Cyanobakterienbiomasse erfolgt durch eine mikroskopische Bestimmung des Biovolumens der einzelnen Arten bzw. Gattungen. Das spezifische Biovolumen (mittleres Volumen von Einzelzellen mal Zellzahl pro Liter) ist ein gängiges Maß limnologischer Untersuchungen und erlaubt eine gute Vergleichbarkeit von Daten aus verschiedenen Gewässern und über lange Zeiträume. Hingegen sind Zellzahlen nur im Zusammenhang mit der taxonomischen Information aussagekräftig, da die Zellgrößen von Cyanobakterienarten sehr unterschiedlich sind. Das Ausmessen des mittleren Zellvolumens ist mit mäßigem Zeitaufwand verbunden (Messungen von 20 Zellen pro Probe), erlaubt aber eine deutlich genauere Abschätzung der Biomasse als die reinen Zellzahlen.

Die Auszählung von mit Lugol'scher Lösung fixierten Phytoplankton-Proben erfolgt im Labor, in der Regel an einem Umkehrmikroskop bei 200- bis 400facher Vergrößerung [20], wie in DIN/EN 15204 beschrieben [47].

Eine Bestimmung der Biovolumina der dominanten Arten einer Probe kann mehrere Stunden erfordern. Eine Verkürzung kann erreicht werden, wenn nur bestimmte, vor allem potenziell toxische Arten berücksichtigt werden und andere Arten nur semi-quantitativ in Zählheiten erfasst werden.

9.6 Quantifizierung der Microcystinkonzentration

In der EU Badegewässerrichtlinie ist die Messung von Microcystinen oder allgemein von Cyanobakterientoxinen nicht

explizit gefordert. Wie oben diskutiert, kann eine Analyse dann sinnvoll sein, wenn das Aussprechen eines Badeverbots nachvollziehbar zu begründen ist. Im Folgenden werden geeignete Methoden nur kurz vorgestellt. Für technische Details wird auf die einschlägige Literatur verwiesen [48, 49].

Zur Bestimmung der Microcystinkonzentration haben sich vor allem zwei Verfahren bewährt. Zum einen Immunoassays (ELISA) und zum anderen die chemische Analyse mittels chromatographischer Trennung (HPLC – High Performance Liquid Chromatography) und Detektion einzelner Microcystine anhand der charakteristischen UV-Absorptionsspektren mittels Photodioden-Array-Detektor (HPLC-PDA) oder anhand spezifischer Massen und Fragmenten mittels Massenspektrometrie (LC-MS).

ELISA für die Microcystinbestimmung.

ELISA für Microcystine sind von verschiedenen Anbietern kommerziell erhältlich [50]. Sie sind einfach zu handhaben, liefern schnelle Ergebnisse und benötigen keine umfangreichen Investitionen in Großgeräte. ELISA für Microcystine erfassen alle Strukturvarianten einer Probe, teils jedoch mit unterschiedlicher Spezifität. Trotzdem ist der ELISA für die Badegewässerüberwachung geeignet, da Vergleichsmessungen mit LC-MS in der Regel zufriedenstellend sind sowie der Fehler bei der Probenahme aufgrund der räumlich-zeitlichen Variabilität des Cyanobakterientoxinvorkommens größer ist als die Messunsicherheit. Die Nachweisgrenze liegt je nach Kit bei 0,1–0,5 µg/L, was für die Bewertung der Badegewässerqualität ausreichend ist. Für einen schnellen und einfachen, halb-quantitativen Nachweis von Microcystinen sind Teststreifen auf dem Markt, die ebenfalls eine ausreichende Orientierung ermöglichen [51].

Die Durchführung der Probenvorbereitung und Analyse erfolgt nach den Angaben des jeweiligen Herstellers. Die eigentliche Messung wird mit einem speziellen Photometer (ELISA-Reader) durchgeführt, darüber hinaus werden keine weiteren speziellen Geräte benötigt.

Probenvorbereitung für die instrumentelle Analytik. Für die Bestimmung von Microcystinen im Rahmen der Badegewässerüberwachung ist der Aufwand der Probenvorbereitung in der Regel gering und sollte nach Angaben des analysierenden Labors erfolgen. Die Nachweis- und Bestimmungsgrenzen liegen in der Regel weit unterhalb des Leitwertes von 24 µg/L.

Die instrumentelle Analytik von Microcystinen.

Für die einzelnen Cyanobakterientoxin-Gruppen stehen eine Vielzahl von Methoden zur Verfügung, auch Multitoxin-Methoden, die in einem Probenlauf die Bestimmung einer Vielzahl von Toxin-Gruppen und Toxin-Varianten erlauben. Ein Überblick zu aktuellen Methoden ist in [49] gegeben. Für Microcystine existieren Standardverfahren (ISO 21140; [52]; ISO 20179 [53]). Zu beachten ist, dass zwar für die meisten aber nicht für alle häufig vorkommenden Microcystine Standards zur quantitativen Bestimmung vorliegen, massenspektrometrische Detektionsmethoden diese jedoch aufgrund teils sehr unterschiedlich intensiver Signale („response“) der verschiedenen Kongenere erfordern. Dagegen liefert ein Photodioden-Array-Detektor für alle Strukturvarianten ähnliche Signale und ermöglicht auch bei Fehlen von Standards eine zuverlässige Bestimmung des Gesamtmicrocystingehaltes, z. B. als LR-Äquivalente (siehe [49]).

Mit der instrumentellen Analytik beauftragte Labore verfügen über die erforderliche Expertise. Eine genaue Absprache zwischen den Stellen, die die Überwachung vor Ort durchführen und den Laboren, die die Analysen durchführen ist wichtig, um Details wie Volumen, Konservierung und Transport von Proben sowie Bereitstellung und Form der Ergebnisse festzulegen.

9.7 Analytik anderer Cyanobakterientoxine

Für die einzelnen Cyanobakterientoxin-Gruppen stehen eine Vielzahl von HPLC und LC-MS Methoden zur Verfügung, auch Multitoxin-Methoden, die in einem Probenlauf die Bestimmung einer Vielzahl von Toxin-Gruppen und Toxin-Varianten erlauben. Ein Überblick zu aktuellen Me-

thoden ist in [49] gegeben. Für Anatoxine und Cylindrospermopsine existieren Standardverfahren (Method 545; [54]). Die Nachweisgrenzen liegen auch hier in einem Bereich deutlich unterhalb der entsprechenden Leitwerte.

Kommerzielle ELISA Kits sind auch für Cylindrospermopsin, Saxitoxin und Anatoxin-a erhältlich, sie erfassen jedoch andere Varianten dieser Toxingruppen meist nicht oder schlechter, wodurch sich falsch negative Befunde oder eine deutliche Untererfassung der tatsächlichen Toxinkonzentration ergeben können. Die Genauigkeit, die Empfindlichkeit, die Probenvorbereitung und der Gerätebedarf entsprechen der von ELISA Kits für Microcystine.

Literatur

- EU (2006) Richtlinie über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung 2006: (7. Europäische Union, Brüssel, BE)
- EU (2020) Richtlinie (EU) 2020/2184 des Europäischen Parlamentes und des Rates über die Qualität von Wasser (für den menschlichen Gebrauch. Europäische Union, Brüssel, BE)
- Umweltbundesamt (2015) Empfehlung zum Schutz von Badenden vor Cyanobakterien-Toxinen. Bundesgesundheitsblatt 58:902–920
- WHO (2021) Guidelines on recreational water quality. In: coastal and fresh waters, Bd. 1. World Health Organisation, Geneva
- Chorus I, Testai E (2021) Understanding Exposure: Recreation and occupational activities. In: Chorus I, Welker M (Hrsg) Toxic Cyanobacteria in Water. World Health Organisation, Geneva, S 333–367
- Sanseverino I, Niegowska M, Loos R, Lettieri T (2022) Good practice for cyanobacterial and algal bloom detection across Europe. Joint Research Centre (JRC) of the European Commission, Luxembourg
- Chorus I, Fastner J, Welker M (2021) Cyanobacteria and cyanotoxins in a changing environment: concepts, controversies, challenges. Water 13:2463
- Chorus I, Welker M (2021) Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management. World Health Organisation, Geneva
- Ibelings BW, Kurmayer R, Azevedo SMFO, Wood SA, Chorus I, Welker M (2021) Understanding the occurrence of cyanobacteria and cyanotoxins. In: Chorus I, Welker M (Hrsg) Toxic Cyanobacteria in Water. World Health Organisation, Geneva, S 213–294
- Schürmann QJ, Visser PM, Sollie S et al (2024) Risk assessment of toxic cyanobacterial blooms in recreational waters: A comparative study of monitoring methods. Harmful Algae: 102683
- OGewV (2016) Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung – OGewV)
- Carvalho L, McDonald C, de Hoyos C et al (2013) Sustaining recreational quality of European lakes: minimizing the health risks from algal blooms through phosphorus control. J Appl Ecol 50:315–323
- Seis W, Zamzow M, Caradot N, Rouault P (2018) On the implementation of reliable early warning systems at European bathing waters using multivariate Bayesian regression modelling. Water Res 143:301–312
- WHO (2020) Cyanobacterial toxins: Microcystins. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality and Guidelines for Safe Recreational Water Environments. World Health Organization, Geneva
- WHO (2020) Cyanobacterial toxins: Anatoxin-a. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality and Guidelines for Safe Recreational Water Environments. World Health Organization, Geneva
- Berg KA, Lyra C, Niemi RM et al (2011) Virulence genes of *Aeromonas* isolates, bacterial endotoxins and cyanobacterial toxins from recreational water samples associated with human health symptoms. J Water Health 9:670–679
- Rhoden K, Alonso J, Carmona M, Pham M, Barnes AN (2021) Twenty years of waterborne and related disease reports in Florida, USA. One Health 13:100294
- Graciaa DS, Cope JR, Roberts VA et al (2018) Outbreaks associated with untreated recreational water—United States, 2000–2014. Am J Transplant 18:2083–2087
- Roberts VA, Vigar M, Backer L et al (2020) Surveillance for harmful algal bloom events and associated human and animal illnesses—One health harmful algal bloom system, United States, 2016–2018. Morb Mortal Wkly Rep 69:1889
- Padisák J, Chorus I, Welker M, Maršálek B, Kurmayer R (2021) Laboratory analyses of cyanobacteria and water chemistry. In: Chorus I, Welker M (eds) Toxic Cyanobacteria in Water. World Health Organisation, Geneva, S 689–742
- LAWA (2014) Trophieklassifikation von Seen. Richtlinie zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAWA für natürliche Seen, Baggerseen, Talsperren und Speicherseen. Empfehlungen Oberirdische Gewässer. LAWA – Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Wasser, Berlin, Germany
- Fastner J, Humpage AR (2021) Hepatotoxic cyclic peptides—microcystins and nodularins. In: Chorus I, Welker M (Hrsg) Toxic Cyanobacteria in Water. World Health Organisation, Geneva, S 21–52
- Testai E, Scardala S, Vichi S, Buratti FM, Funari E (2016) Risk to human health associated with the environmental occurrence of cyanobacterial neurotoxic alkaloids anatoxins and saxitoxins. Crit Rev Toxicol 46:385–419
- WHO (2020) Cyanobacterial toxins: Saxitoxins. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality and Guidelines for Safe Recreational Water Environments. World Health Organization, Geneva
- Fastner J, Teikari J, Hoffmann A et al (2023) Cyanotoxins associated with macrophytes in Berlin (Germany) water bodies—occurrence and risk assessment. Sci Tot Environ 858:159433
- Bauer F, Fastner J, Bartha-Dima B et al (2020) Mass occurrence of anatoxin-a and dihydroanatoxin-a-producing *Tychothema* sp. in mesotrophic reservoir Mandichosee (River Lech, Germany) as a cause of neurotoxicosis in dogs. Toxins 12:726
- Bauer F, Stix M, Bartha-Dima B, Geist J, Raeder U (2022) Spatio-temporal monitoring of benthic anatoxin-a-producing *Tychothema* sp. in the river Lech, Germany. Toxins 14:357
- Rücker J, Stüken A, Nixdorf B, Fastner J, Chorus I, Wiedner C (2007) Concentrations of particulate and dissolved cylindrospermopsin in 21 *Aphanizomenon*-dominated temperate lakes. Toxicon 50:800–809
- Van de Waal DB, Gsell AS, Harris T, Paerl HW, de Senerpont Domis LN, Huisman J (2024) Hot summers raise public awareness of toxic cyanobacterial blooms. Water Res 249:120817
- Testai E (2021) Anatoxin-A and analogues. In: Chorus I, Welker M (Hrsg) Toxic Cyanobacteria in Water. World Health Organisation, Geneva, S 72–93
- Fastner J, Beulker C, Geiser B et al (2018) Fatal neurotoxicosis in dogs associated with tychoplanktic, anatoxin-a producing *Tychothema* sp. in mesotrophic Lake Tegell, Berlin. Toxins 10:60
- Wood SA, Hamilton DP, Paul WJ, Safi KA, Williamson WM (2009) New Zealand Guidelines for cyanobacteria in recreational fresh waters: Interim Guidelines. Ministry for the Environment—Manatū Mō Te Taiao. NZ, Wellington
- Fastner J, Abella S, Litt A et al (2016) Combating cyanobacterial proliferation by avoiding or treating inflows with high P load—experiences from eight case studies. Aquat Ecol 50:367–383
- Burch MD, Brookes JD, Chorus I (2021) Assessing and controlling the risk of cyanobacterial blooms: Water-body conditions. In: Chorus I, Welker M (Hrsg) Toxic Cyanobacteria in Water. World Health Organisation, Geneva, S 505–562
- Humbert J-F, Quiblier C (2019) The suitability of chemical products and other short-term remedial methods for the control of cyanobacterial blooms in freshwater ecosystems. Front Environ Sci 7:176
- Chorus I, Zessner M (2021) Assessing and controlling the risk of cyanobacterial blooms: Nutrient loads from the catchment. In: Chorus I, Welker M (Hrsg) Toxic Cyanobacteria in Water. World Health Organisation, Geneva, S 433–503
- LAWA (2021) Rahmenkonzeption (RaKon) zur Aufstellung von Monitoringprogrammen und zur Bewertung des Zustands von Oberflächengewässern. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
- Vidal L, Ballot A, Azevedo SMFO, Padisák J, Welker M (2021) Introduction to cyanobacteria. In: Chorus I, Welker M (Hrsg) Toxic Cyanobacteria in Water. World Health Organisation, Geneva, S 163–211
- UBA (2024) CYANOCENTER – Entscheidungsunterstützungssystem. Umweltbundesamt, Dessau, DEU. <https://toxische-cyanobakterien.de/>. Zugriffen: 22. Febr. 2024
- Welker M, Chorus I, Schaeffer BA, Urquhart E (2021) Planning monitoring programmes for cyanobacterial occurrence. In: Chorus I, Welker M (Hrsg) Toxic Cyanobacteria in Water. World Health Organisation, Geneva, S 641–668
- Dev PJ, Sukenik A, Mishra DR, Ostrovsky I (2022) Cyanobacterial pigment concentrations in inland waters: Novel semi-analytical algorithms for multi-and hyperspectral remote sensing data. Sci Total Environ 805:150423
- Stoyneva-Gärtner MP, Uzunov BA, Descy J-P et al (2019) Pilot application of drone observations and pigment marker detection by HPLC in studies of cyanobacterial harmful algal blooms in Bulgarian inland waters. Mar Freshw Res 71:606–616
- Lally H, O'Connor I, Jensen O, Graham C (2019) Can drones be used to conduct water sampling in aquatic environments? A review. Sci Tot Environ 670:569–575
- DIN (2019) DIN 38409-60:2019 Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und

Schlammuntersuchung – Summarische Wirkungs- und Stoffkenngößen (Gruppe H) – Teil 60: Photometrische Bestimmung der Chlorophyll-a-Konzentration in Wasser (H 60). Deutsches Institut für Normung

45. Hodges CM, Wood SA, Puddick J, McBride CG, Hamilton DP (2018) Sensor manufacturer, temperature, and cyanobacteria morphology affect phycocyanin fluorescence measurements. *Environ Sci Pollut Res* 25:1079–1088
46. Zamyadi A, Choo F, Newcombe G, Stuetz R, Henderson RK (2016) A review of monitoring technologies for real-time management of cyanobacteria: Recent advances and future direction. *Trends Anal Chem* 85:83–96
47. DIN (2006) DIN EN 15204:2006. Wasserbeschaffenheit – Anleitung für die Zählung von Phytoplankton mittels der Umkehrmikroskopie (Utermöhl-Technik). Deutsches Institut für Normung, Berlin, DE
48. Meriluoto J, Spoof L, Codd GA (2017) Handbook of cyanobacterial monitoring and cyanotoxin analysis. John Wiley & Sons, Chichester, UK
49. Lawton LA, Metcalf JS, Žegura B et al (2021) Laboratory analysis of cyanobacterial toxins and bioassays. In: Chorus I, Welker M (Hrsg) *Toxic Cyanobacteria in Water*. World Health Organization, Geneva, S 745–800
50. Moreira C, Ramos V, Azevedo J, Vasconcelos V (2014) Methods to detect cyanobacteria and their toxins in the environment. *Appl Microbiol Biotechnol* 98:8073–8082
51. Aranda-Rodriguez R, Jin Z, Harvie J, Cabecinha A (2015) Evaluation of three field test kits to detect microcystins from a public health perspective. *Harmful Algae* 42:34–42
52. ISO (2021) ISO 22104: Water quality—Determination of microcystins—Method using liquid chromatography and tandem mass spectrometry (LC-MS/MS). International Organization for Standardization, Geneva, CH
53. ISO (2005) ISO 20179. Determination of microcystins: Method using solid phase extraction (SPE) and high performance liquid chromatography (HPLC) with ultraviolet (UV) detection. International Organization for Standardization, Geneva, CH
54. US EPA (2015) Method 545: Determination of cylindrospermopsin and anatoxin-a in drinking water by liquid chromatography electrospray ionization tandem mass spectrometry (LC/ESI-MS/MS). United States Environmental Protection Agency, Washington (DC), USA, p 27
55. WHO (2020) Cyanobacterial toxins: Cylindrospermopsin. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality and Guidelines for Safe Recreational Water Environments. World Health Organization, Geneva