

**Cianobactérias Tóxicas na Água  
para Consumo Humano na Saúde Pública  
e Processos de Remoção  
em Água para Consumo Humano**

Brasília, maio 2003

©2003. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde

É permitida a reprodução parcial ou total desta obra, desde que citada a fonte.

Editor:

Assessoria de Comunicação e Educação em Saúde - Ascom  
Setor de Autarquias Sul, Quadra 4, Bl. N, 5º Andar – Sala 517  
CEP: 70.070-040 – Brasília/DF

Distribuição e Informação

Vigilância Ambiental em Saúde. Fundação Nacional de Saúde/MS  
SAS - Setor de Autarquias Sul, Quadra 4, Bl. N, 7º Andar, Sala 712  
Telefone: (061) 314.6388/314.6532 - FAX (061) 314-6403  
CEP: 70.070-040 - Brasília - DF

Tiragem: 10.000 exemplares.

Impresso no Brasil/Printed in Brazil

ISBN:

Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano. – Brasília: Ministério da Saúde: Fundação Nacional de Saúde, 2003.

56 pg.

1. Tratamento da água. 2. Qualidade da água. 3. Vigilância Ambiental.  
I. Brasil. Ministério da Saúde. II. Brasil. Fundação Nacional de Saúde.

## **Apresentação**

O Centro Nacional de Epidemiologia (Cenepi), por meio da Coordenação Geral de Vigilância Ambiental em Saúde (CGVAM), está disponibilizando para os profissionais do setor saúde e saneamento a 1ª edição da publicação sobre Cianobactérias Tóxicas na Água para Consumo Humano: Impactos na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano.

Esse texto é uma contribuição para o setor saúde e saneamento e está sendo elaborado para ser utilizado pelos profissionais que atuam na vigilância e monitoramento das cianobactérias tóxicas, com ênfase nos seus efeitos na saúde humana decorrentes de sua presença na água para consumo humano.

Diante do crescente amadurecimento técnico e político desta questão ambiental e da sua relação com a condição de saúde humana, este material, será um instrumento valioso para a estruturação da Vigilância Ambiental em Saúde no país; devendo ser útil nos processos de capacitação dos profissionais das áreas de saúde e saneamento dos estados, municípios e Distrito Federal.



# Sumário

1. Introdução .....	7
2. Características das Cianobactérias e Cianotoxinas .....	9
2.1. Definição e hábitat das cianobactérias .....	9
2.2. Ocorrência de florações de cianobactérias – porque isso acontece? .....	9
2.3. Toxinas de cianobactérias: o que são? Como agem? .....	10
2.3.1. Neurotoxinas .....	11
2.3.2. Hepatotoxinas .....	14
2.4. Degradação de cianotoxinas .....	15
3. Causas ecológicas e conseqüências para a saúde pública .....	17
3.1. Fatores ambientais que influenciam o crescimento de cianobactérias e a produção de Cianotoxinas .....	17
3.2. Evidências de intoxicações humanas por Cianobactérias .....	21
4. Remoção nos processos de tratamento de água mais comumente utilizados .....	23
4.1. Introdução .....	23
4.2. Controle e Remoção de algas, Cianobactérias e Cianotoxinas nos Sistemas de Abastecimento de Água .....	24
4.2.1. Técnicas de manejo da captação de água bruta .....	25
4.2.2. Remoção de algas, cianobactérias e cianotoxinas nas estações de tratamento de água .....	26
4.2.2.1. Remoção de algas e cianobactérias em seqüências de tratamento que envolvem coagulação química .....	27
4.2.2.2. Remoção de algas e cianobactérias em seqüências de tratamento que não envolvem coagulação química .....	32
4.2.2.3. Remoção de cianotoxinas dissolvida no tratamento de água para abastecimento .....	33
4.3. Considerações finais .....	36
5. Monitoramento e manejo de cianobactérias em mananciais de abastecimento público .....	39
5.1. Prevenção de florações de cianobactérias .....	39
5.2. Proposta de níveis de alerta para monitoramento e manejo de cianobactérias em reservatórios de abastecimento público .....	41
Referências bibliográficas .....	44



# 1. Introdução

As atividades humanas levam a usos múltiplos dos recursos hídricos tais como: abastecimento público, irrigação, uso industrial, navegação, recreação e aqüicultura. Embora essas atividades variem de acordo com a população na bacia de drenagem e com a organização econômica e social da região, essas atividades geram impactos e deterioração da qualidade da água, assim como interferem na quantidade de água disponível.

A contaminação dos recursos hídricos e dos mananciais de abastecimento público por rejeitos oriundos das atividades humanas tem sido um dos maiores fatores de risco para a saúde humana especialmente em regiões com condições inadequadas de saneamento e suprimento de água, o que é observável tanto em regiões brasileiras de alta concentração urbana como em áreas rurais.

Outra consequência dos impactos antrópicos nos ecossistemas aquáticos, é a ocorrência de acelerados processos de eutrofização, causando um enriquecimento artificial desses ecossistemas pelo aumento das concentrações de nutrientes na água, principalmente compostos nitrogenados e fosfatados, que resulta num aumento dos processos naturais da produção biológica em rios, lagos e reservatórios. As principais fontes desse enriquecimento têm sido identificadas como sendo as descargas de esgotos domésticos e industriais dos centros urbanos e das regiões agricultáveis .

A eutrofização artificial produz mudanças na qualidade da água incluindo a redução de oxigênio dissolvido, da biodiversidade aquática, a perda das qualidades cênicas, a morte extensiva de peixes e o aumento da incidência de florações de microalgas e cianobactérias. Essas florações podem provocar o aumento no custo do tratamento da água de abastecimento e consequências relacionadas à saúde pública.

Entre os fatores que levam as cianobactérias predominarem sobre os outros grupos fitoplanctônicos (microalgas), destaca-se as características fisiológicas pelas quais as cianobactérias assimilam os nutrientes (N e P) do meio aquático. De maneira geral, as cianobactérias são menos eficientes na assimilação desses nutrientes do que as microalgas (algas verdes ou diatomáceas, por exemplo), que, em condições normais, crescem mais e melhor. No entanto, ao produzir uma descarga excessiva de nutrientes nos reservatórios o homem propicia uma maior oferta desses nutrientes, facilitando a assimilação dos mesmos e o crescimento das cianobactérias.

O crescimento intenso desses microorganismos na superfície da água geralmente se dá com predomínio de poucas ou mesmo de apenas uma espécie de cianobactéria produtora de toxinas, ou de outros metabólitos, que inibem a sua predação por microcrustáceos, larvas de peixes, moluscos, etc. Esses consumidores primários vão preferir consumir as microalgas não tóxicas e com maior valor nutricional, contribuindo, com isso, para a redução das populações dessas microalgas, o que, por sua vez, resultará numa diminuição drástica da comunidade dos consumidores primários, com consequências em toda a cadeia alimentar do ambiente aquático. Portanto, como resultado desses processos, muitas vezes restará no meio aquático apenas as cianobactérias tóxicas como organismos fitoplanctônicos dominantes. Esse meio aquático, apresentando uma diversidade de espécies bastante reduzida e dominância de cianobactérias tóxicas, é, por vezes, o manancial de abastecimento que temos disponível em muitas regiões brasileiras.

A principal preocupação com o aumento da ocorrência de florações de cianobactérias em mananciais de abastecimento de água é a capacidade desses microorganismos produzirem e liberarem para o meio líquido toxinas (cianotoxinas) que podem afetar a saúde humana, tanto pela ingestão de água como por contato em atividades de recreação no ambiente, ou ainda pelo consumo de pescado contaminado. Entretanto, a principal via de intoxicação é pelo consumo oral da água sem um tratamento adequado para remoção dessas toxinas.

As cianotoxinas formam um grupo de substâncias químicas bastante diverso, com mecanismos tóxicos específicos em vertebrados. Algumas cianotoxinas são neurotoxinas bastante potentes (anatoxina-a, anatoxina-a(s), saxitoxinas), outras são principalmente tóxicas ao fígado (microcistinas, nodularina e cilindrospermopsina) e outras ainda podem ser irritantes ao contato, consideradas como endotoxinas pirogênicas, como as de bactérias Gram negativas.

Como o número de estudos sobre a eficiente remoção dessas cianotoxinas pelos processos de tratamento da água ainda é reduzido, e as técnicas de detecção de cianotoxinas ainda não são muito difundidas na prática do monitoramento de águas de abastecimento, a avaliação da exposição humana às cianotoxinas pelo consumo da água ainda é bastante deficiente. Além disso, em regiões abastecidas por mananciais de superfície que apresentam florações de cianobactérias

tóxicas, a real exposição a essas toxinas irá depender do método de captação, da seqüência tratamento da água e do controle operacional do sistema de abastecimento.

Assumindo-se que a qualidade de água é um fator limitante para o desenvolvimento social e econômico do país, verifica-se que várias lacunas precisam ser preenchidas para que possamos garantir, de forma segura e confiável, a qualidade de água em nossos mananciais e nos sistemas de abastecimento público. Uma das principais lacunas é a síntese e disseminação da informação disponível sobre os diferentes aspectos envolvidos com as causas e conseqüências da ocorrência de cianobactérias em nossos mananciais de abastecimento.

Neste sentido, esta publicação foi elaborada com o objetivo de contribuir com a divulgação do conhecimento nessa área, bem como fornecer informações para dar suporte para a tomada de decisões pelos profissionais dos setores de saúde e de saneamento.

## 2. Características das cianobactérias e cianotoxinas

### 2.1. Definição e hábitat das cianobactérias

As cianobactérias ou cianofíceas, também conhecidas popularmente como algas azuis, são microorganismos aeróbicos fotoautotróficos<sup>1</sup>. Seus processos vitais requerem somente água, dióxido de carbono, substâncias inorgânicas e luz. A fotossíntese é seu principal modo de obtenção de energia para o metabolismo, entretanto, sua organização celular demonstra que esses microorganismos são procariontes<sup>2</sup> e, portanto, muito semelhantes bioquimicamente e estruturalmente às bactérias.

A origem das cianobactérias foi estimada em cerca de 3,5 bilhões de anos, sendo provavelmente os primeiros produtores primários de matéria orgânica a liberarem oxigênio elementar na atmosfera primitiva (Carmichael, 1994).

A capacidade de crescimento nos mais diferentes meios é uma das características marcantes das cianobactérias. Entretanto, ambientes de água doce são os mais favoráveis para o crescimento de cianobactérias, visto que a maioria das espécies apresenta um melhor crescimento em águas neutroalcalinas (pH 6-9), temperatura entre 15°C a 30°C e alta concentração de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo.

### 2.2. Ocorrência de florações de cianobactérias – porque isso acontece?

A crescente eutrofização<sup>3</sup> dos ambientes aquáticos tem sido produzida principalmente por atividades humanas, causando um enriquecimento artificial desses ecossistemas. As principais fontes desse enriquecimento têm sido identificadas como as descargas de esgotos domésticos e industriais dos centros urbanos e a poluição difusa originada nas regiões agricultáveis.

Esta eutrofização artificial produz mudanças na qualidade da água incluindo: a redução de oxigênio dissolvido, a perda das qualidades cênicas, ou seja, das características estéticas do ambiente e seu potencial para lazer, a morte extensiva de peixes e o aumento da incidência de florações de microalgas e cianobactérias, com conseqüências negativas sobre a eficiência e custo de tratamento da água, quando se trata de manancial de abastecimento público. Estas florações ou “blooms” se caracterizam pelo intenso crescimento desses microorganismos na superfície da água, formando uma densa camada de células com vários centímetros de profundidade, com conseqüências relacionadas à saúde pública.

É amplamente aceito pelos microbiologistas e limnologistas que estudam a formação dessas florações, que a carga de nutrientes, o tempo de retenção da água, a estratificação e a temperatura são os principais fatores que influenciam a formação e intensidade das florações. Em nosso país, este problema é intensificado pelo fato de que a maioria dos reservatórios de água para abastecimento apresenta as características necessárias para o crescimento intenso de cianobactérias durante o ano todo.

De acordo com Sant’Anna e Azevedo (2000) já foi registrada a ocorrência de pelo menos 20 espécies de cianobactérias potencialmente tóxicas, incluídas em 14 gêneros, em diferentes ambientes aquáticos brasileiros. De acordo com esses autores, a espécie *Microcystis aeruginosa* apresenta a distribuição mais ampla no Brasil e *Anabaena* é o gênero com o maior número de espécies potencialmente tóxicas (*A. circinalis*, *A. flos-aquae*, *A. planctonica*, *A. solitaria* e *A. spiroides*).

Entretanto, na última década tem sido observado um grande aumento na ocorrência da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*, em diferentes regiões brasileiras (Bouvy *et al.*, 1999; Branco e Senna, 1994; Conte *et al.*, 2000; Jardim *et al.*, 1999; Komárkova *et al.*, 1999 e Huszar *et al.*, 2000).

1. Fotoautotróficos - Organismos fotossintetizantes, e portanto obtém energia para suas atividades metabólicas a partir de matéria orgânica sintetizada pelo processo fotossintético.
2. Procariontes - Microorganismos cuja organização intracelular não apresenta organelas envoltas por membranas intracelulares e o material genético não está localizado em um núcleo definido.
3. Eutrofização - Processo de enriquecimento dos ambientes aquáticos, natural ou artificial, com um aumento da concentração de nutrientes orgânicos e inorgânicos e conseqüentes alterações nas comunidades aquáticas.

## 2.3. Toxinas de cianobactérias: O que são? Como agem?

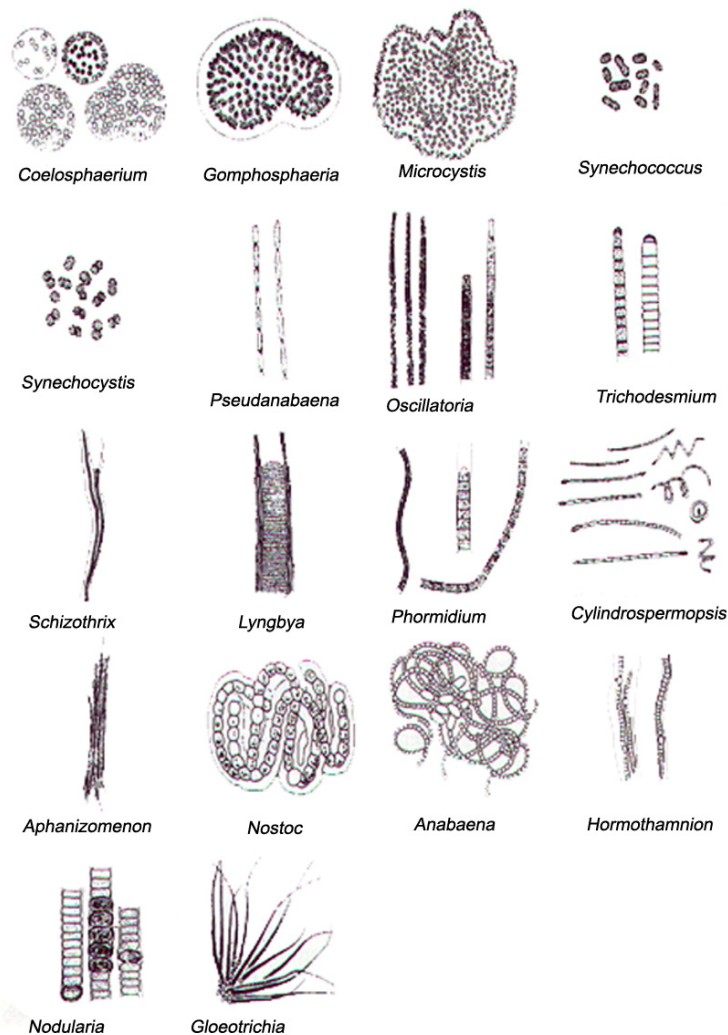
Vários gêneros e espécies de cianobactérias que formam florações produzem toxinas. As toxinas de cianobactérias, que são conhecidas como **Cianotoxinas**, constituem uma grande fonte de produtos naturais tóxicos produzidos por esses microorganismos e, embora ainda não estejam devidamente esclarecidas as causas da produção dessas toxinas, têm-se assumido que esses compostos tenham função protetora contra herbivoria<sup>4</sup>, como acontece com alguns metabólitos de plantas vasculares (Carmichael, 1992).

Algumas dessas toxinas, que são caracterizadas por sua ação rápida, causando a morte de mamíferos por parada respiratória após poucos minutos de exposição, têm sido identificadas como alcalóides ou organofosforados neurotóxicos. Outras atuam menos rapidamente e são identificadas como peptídeos ou alcalóides hepatotóxicos.

De acordo com suas estruturas químicas, as cianotoxinas podem ser incluídas em três grandes grupos: os peptídeos cíclicos, os alcalóides e os lipopolissacarídeos. Entretanto, por sua ação farmacológica, as duas principais classes de cianotoxinas até agora caracterizadas são: **neurotoxinas e hepatotoxinas**.

Além dessas, alguns gêneros de cianobactérias também podem produzir toxinas irritantes ao contato. Essas toxinas têm sido identificadas como lipopolissacarídeos (LPS) que são também comumente encontrados nas membranas celulares de bactérias Gram negativas. Esses LPS são endotoxinas pirogênicas, porém, os poucos estudos disponíveis indicam que os lipopolissacarídeos produzidos por cianobactérias são menos tóxicos que os de outras bactérias como, por exemplo, *Salmonella* (Keleti e Sykora, 1982; Raziuddin *et al.*, 1983 – *apud* Chorus e Bartram, 1999).

Figura 2.1. Gêneros de cianobactérias potencialmente tóxicas freqüentemente encontrados em ecossistemas aquáticos continentais



4. Herbivoria - Forma de alimentação dos herbívoros que consiste na ingestão de células e/ou tecidos vegetais ou de organismos fitoplanctônicos.

Figura 2.2. Aspectos de florações de *Cylindrospermopsis* (A) e *Microcystis* (B)



### 2.3.1. Neurotoxinas

As neurotoxinas já identificadas são produzidas por espécies e cepas incluídas nos gêneros: *Anabaena* (Carmichael *et al.*, 1990), *Aphanizomenon* (Mahamood e Carmichael, 1986), *Oscillatoria* (Sivonen *et al.*, 1989), *Trichodesmium* (Hawser *et al.*, 1991) *Lyngbya* (Onodera *et al.*, 1997) e *Cylindrospermopsis* (Lagos *et al.*, 1999). Já são conhecidos três diferentes tipos de neurotoxinas produzidas a partir de espécies desses gêneros:

**Anatoxina-a** é um alcalóide neurotóxico que age como um potente bloqueador neuromuscular pós-sináptico de receptores nicotínicos e colinérgicos (figura 2.1). Esta ação se dá porque a anatoxina-a liga-se irreversivelmente a receptores de acetilcolina, pois não é degradada pela acetilcolinesterase. A DL50 por injeção intraperitoneal (i.p.) em camundongos, para a toxina purificada, é de 200µg/Kg de peso corpóreo, com um tempo de sobrevivência de 1 a 20 minutos (Carmichael, 1992; Falconer, 1998).

Os sinais de envenenamento por esta toxina, em animais selvagens e domésticos, incluem: desequilíbrio, fasciculação muscular, respiração ofegante e convulsões. A morte é devida a parada respiratória e ocorre de poucos minutos a poucas horas, dependendo da dosagem e consumo prévio de alimento. Doses orais produzem letalidade aguda em concentrações muito maiores, mas a toxicidade das células mesmo assim é alta o suficiente para que os animais precisem ingerir de poucos mililitros a poucos litros de água da superfície das florações para receber uma dose letal (Carmichael, 1994).

**Anatoxina-a(s)**: é um organofosforado natural (N-hidroxi guanidina fosfato de metila) e tem um mecanismo de ação semelhante à anatoxina-a, pois inibe a ação da acetilcolinesterase, impedindo a degradação da acetilcolina ligada aos receptores (figura 2.1). Em virtude da intensa salivacção observada em animais intoxicados por esta neurotoxina, ela foi denominada Anatoxina-a (s). A DL50 (i.p.) em camundongos é de 20µg/Kg de peso corpóreo e, portanto, dez vezes

mais potente que a anatoxina-a, porém não há registro de intoxicação humana por esta toxina. Em consequência da pouca ocorrência deste tipo de neurotoxina, ainda não foi estabelecido um limite máximo aceitável para consumo oral humano (Carmichael, 1994; Falconer, 1998). Entretanto, no Brasil já foi confirmada a inibição de acetilcolinesterase por florações de *Anabaena spiroides*, no Rio Grande do Sul (Monserrat *et al.*, 2001).

**Saxitoxinas:** este é o nome genérico que se tem adotado para um grupo de neurotoxinas conhecidas como “venenos paralisantes de mariscos” (toxinas do tipo PSP) que foram primeiramente isoladas de dinoflagelados<sup>5</sup> marinhos, responsáveis pela ocorrência de marés vermelhas.

Estas neurotoxinas são um grupo de alcalóides carbamatos que podem ser não sulfatados (saxitoxinas), com um único grupamento sulfato (G-toxinas) ou com dois grupamentos sulfatos (C-toxinas). Além dessas, estruturas com grupamentos decarbamoil (dcSTX ou dcGTX) e novas toxinas relacionadas têm sido recentemente isoladas (tabela 2.1, figura 2.1).

A toxicidade desse grupo de alcalóides varia bastante, sendo a saxitoxina a mais potente. A DL50 (i.p.) em camundongos para saxitoxina purificada é de 10µg/Kg de peso corpóreo, enquanto que por consumo oral a DL50 é de aproximadamente de 263,0µg/Kg de peso corpóreo (Chorus e Bartram, 1999).

Essas neurotoxinas inibem a condução nervosa por bloqueamento dos canais de sódio, afetando ou a permeabilidade ao potássio ou a resistência das membranas. Os sinais clínicos de intoxicação humana incluem tontura, adormecimento da boca e de extremidades, fraqueza muscular, náusea, vômito, sede e taquicardia. Os sintomas podem começar cinco minutos após a ingestão e a morte pode ocorrer entre 2 a 12 horas. Em casos de intoxicação com dose não letal, geralmente os sintomas desaparecem de um a seis dias (Carmichael, 1994). Entretanto, não se tem conhecimento de efeitos crônicos por falta de estudos de longa duração com animais.

Embora a Organização Mundial da Saúde (OMS) considere que ainda não há dados suficientes para o estabelecimento de um limite de concentração máximo aceitável para as saxitoxinas em água potável (Chorus e Bartram, 1999), uma análise dos dados de eventos de intoxicações humanas, demonstra que a maioria dos casos esteve associada ao consumo de aproximadamente 200µg de saxitoxinas (STX) por pessoa.

Baseado nesses dados e considerando 60Kg como peso corpóreo, 2L de água como consumo diário e fatores de incerteza para variações entre espécies distintas e entre organismos da mesma espécie, Fitzgerald *et al.* (1999) propuseram **3µg/L como o limite máximo aceitável de saxitoxinas em água para consumo humano**. Este limite já foi adotado por autoridades de saúde do sul da Austrália (Jones, comunicação pessoal).

Em nosso país, a análise desse grupo de neurotoxinas, em amostras de água para consumo humano, está se tornando de extrema importância, visto que tem sido observado em vários mananciais de abastecimento, desde a região Nordeste até a região Sul do país, um grande aumento da ocorrência de cepas<sup>6</sup> do gênero *Cylindrospermopsis* produtoras deste grupo de neurotoxinas. Em muitos reservatórios, inclusive alguns recém-construídos, este gênero já é dominante<sup>7</sup>, atingindo um número de células muito acima dos limites máximos aceitáveis para não conferir risco para a saúde humana, de acordo com o proposto por Chorus e Bartram, 1999.

5. Dinoflagelados - Microalgas, que se movimentam pelos flagelos, com gêneros capazes de produzir florações tóxicas no ambiente marinho conhecidas popularmente como “maré vermelha”.

6. Cepa - Linhagem ou estirpe, grupo de microorganismo da mesma espécie, com características genéticas e bioquímicas distintas.

7. Dominante - Relativo a dominância em relação aos demais grupos fitoplancônicos, sendo aqui considerado como dominante o gênero que apresenta um número de células/ml maior que 50% do total de células fitoplancônicas encontradas.

Figura 2.3. Estruturas químicas das neurotoxinas: (A) anatoxina-a, (B) homoanatoxina-a, (C) anatoxina-a(s) e (D) estrutural geral das saxitoxinas. Fonte: Chorus e Bartram, (1999)

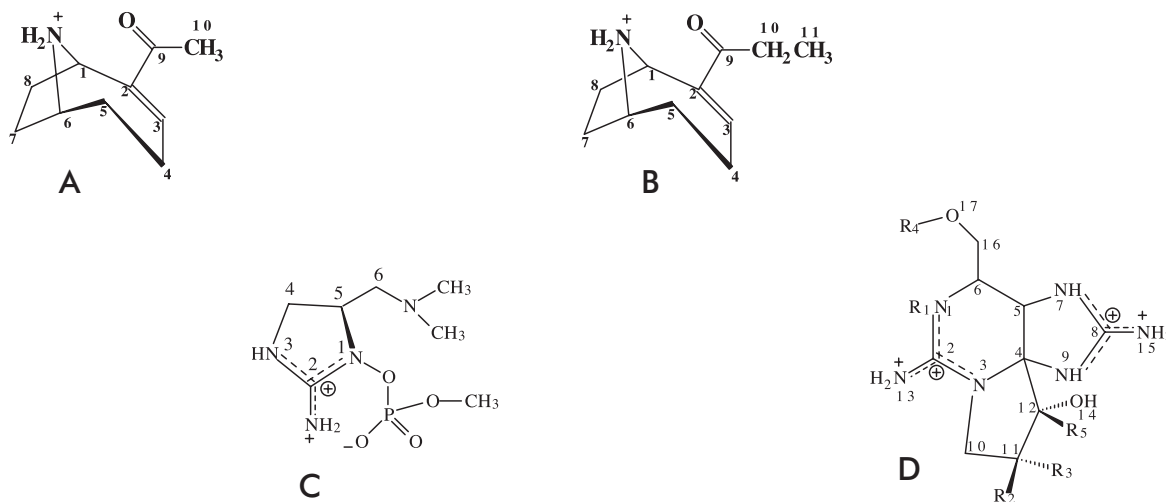


Tabela 2.1. Tipos de saxitoxinas já caracterizadas a partir de diferentes cepas de cianobactérias, de acordo com Chorus e Bartram, (1999)

Nome da Toxina	Grupos químicos variáveis nas saxitoxinas				
	R1	R2	R3	R4	R5
STX	H	H	H	CONH <sub>2</sub>	OH
GTX2	H	H	OSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	CONH <sub>2</sub>	OH
GTX3	H	OSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	H	CONH <sub>2</sub>	OH
GTX5	H	H	H	CONHSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	OH
C1	H	H	OSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	CONHSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	OH
C2	H	OSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	H	CONHSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	OH
NEO	OH	H	H	CONH <sub>2</sub>	OH
GTX1	OH	H	OSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	CONH <sub>2</sub>	OH
GTX4	OH	OSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	H	CONH <sub>2</sub>	OH
GTX6	OH	H	H	CONHSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	OH
dcSTX	H	H	H	H	OH
dcGTX2	H	H	OSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	H	OH
dcGTX3	H	OSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	H	H	OH
LWTX1	H	OSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	H	COCH <sub>3</sub>	H
LWTX2	H	OSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	H	COCH <sub>3</sub>	OH
LWTX3	H	H	OSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	COCH <sub>3</sub>	OH
LWTX4	H	H	H	H	H
LWTX5	H	H	H	COCH <sub>3</sub>	OH
LWTX6	H	H	H	COCH <sub>3</sub>	H

STX: saxitoxina    dcSTX: decarbamoilsaxitoxinas    GTX: goniautoxinas    dcGTX: decarbamoilgoniautoxinas  
 C: C-toxinas    LWTX: toxinas de *Lyngbya wollei*    NEO: neosaxitoxina

### 2.3.2. Hepatotoxinas

O tipo mais comum de intoxicação envolvendo cianobactérias é ocasionado por hepatotoxinas, que apresentam uma ação mais lenta, podendo causar morte num intervalo de poucas horas a poucos dias. As espécies já identificadas como produtoras dessas hepatotoxinas estão incluídas nos gêneros *Microcystis*, *Anabaena*, *Nodularia*, *Oscillatoria*, *Nostoc* e *Cylindrospermopsis* (Carmichael, 1994).

As hepatotoxinas peptídicas já caracterizadas são heptapeptídeos cíclicos conhecidos como **microcistinas** e os pentapeptídeos designados como **nodularinas**.

A estrutura geral das microcistinas é D-Ala X D MeAsp Z Adda D Glu Mdha, onde X e Z são os dois L aminoácidos variáveis, D MeAsp é D eritro ácido metilaspártico e Mdha é N-metildeidroalanina (Carmichael *et al.*, 1988). Em florações naturais e em uma cepa de *Microcystis aeruginosa*, isolada no Rio Grande do Sul, já foi identificada a ocorrência de uma microcistina –LR com D-Leu na sua estrutura (Matthiensen *et al.*, 2000). Adda, é o ácido 3 amino-9-metoxi-2,6,8-trimetil-10-fenil-deca-4,6-dienóico, que está também presente nas nodularinas e foi determinado como um dos responsáveis pela atividade biológica dessas hepatotoxinas (Harada *et al.*, 1990; Nishiwaki-Matusushima *et al.*, 1992).

A nomenclatura das microcistinas foi proposta por Carmichael *et al.* (1988). Inicialmente apenas as variações qualitativas observadas em seus dois L-aminoácidos foram usadas para designar as diferentes microcistinas, por exemplo, microcistina-LR (leucina-arginina); microcistina-RR (arginina-arginina); microcistina-YA (tirosina-alanina), (figura 2.2). Já se tem conhecimento de mais de 50 microcistinas, mas diferenças no grau de metilação dos aminoácidos, bem como variáveis isoméricas no aminoácido Adda, passaram também a serem usados na classificação destas hepatotoxinas (Rinehart *et al.*, 1994).

A toxicidade dessas microcistinas em animais de laboratório apresenta DL50 (i.p.) entre 25 e 150mg/Kg de peso corpóreo e entre 5.000 e 10.900µg/Kg de peso corpóreo por administração oral (Chorus e Bartram, 1999).

As nodularinas foram primeiramente identificadas na espécie *Nodularia spumigena* (Sivonen *et al.*, 1989); atualmente são conhecidas oito nodularinas distintas, classificadas de acordo com as variações no grau de metilação, composição e isomerização de seus aminoácidos. A DL50 (i.p.) em camundongos varia entre 50 a 200µg/Kg de peso corpóreo (Rinehart *et al.*, 1994).

Essas hepatotoxinas chegam aos hepatócitos por meio de receptores dos ácidos biliares (Runnegar *et al.*, 1981; Erikson *et al.*, 1990; Falconer, 1991) e promovem uma desorganização do citoesqueleto dos hepatócitos. Como conseqüência, o fígado perde sua arquitetura e desenvolve graves lesões internas. A perda de contato entre as células cria espaços internos que são preenchidos pelo sangue que passa a fluir dos capilares para esses locais, provocando uma hemorragia intra-hepática (Hooser *et al.*, 1991; Carmichael, 1994; Lambert *et al.*, 1994).

Tem sido demonstrado que várias microcistinas e nodularinas são potentes inibidores de proteínas fosfatases tipo 1 e 2A de células eucariontes. Estas toxinas são agora reconhecidas como potentes promotores de tumores hepáticos (Falconer, 1991; Fujiki, 1992; Nishiwaki-Matsuhima *et al.*, 1992).

Baseado em estudos de toxicidade oral em níveis subcrônicos, realizados com camundongos por Fawell *et al.* (1994) e com porcos, realizados por Falconer *et al.*, (1994), foi estabelecida como ingestão diária aceitável (“tolerable daily intake”- TDI), para microcistina-LR, o valor de 0,04µg/Kg de peso corpóreo-(Chorus e Bartram, 1999).

A partir desse valor, um **limite máximo aceitável de 1µg/L de microcistinas em água para consumo humano** foi adotado pela OMS e incorporado no adendo das Normas para Qualidade da Água Tratada publicado em 1998 (“Guideline for Drinking Water Quality, WHO – 1998). Para o estabelecimento desse limite foi utilizada a seguinte equação:

$$\text{Valor máximo aceitável} = (\text{TDI} \times \text{pc} \times \text{P})/\text{V}$$

onde: TDI= 0,04µg/Kg de peso corpóreo;

pc = 60Kg – média de peso corpóreo de um indivíduo adulto;

P= 0,8 – proporção da ingestão diária total de água proveniente da água tratada;

V= 2 – volume de água, em litros, ingerido por dia.

Isso resultou num valor de 0,96µg/L, que foi aproximado para 1µg/L.

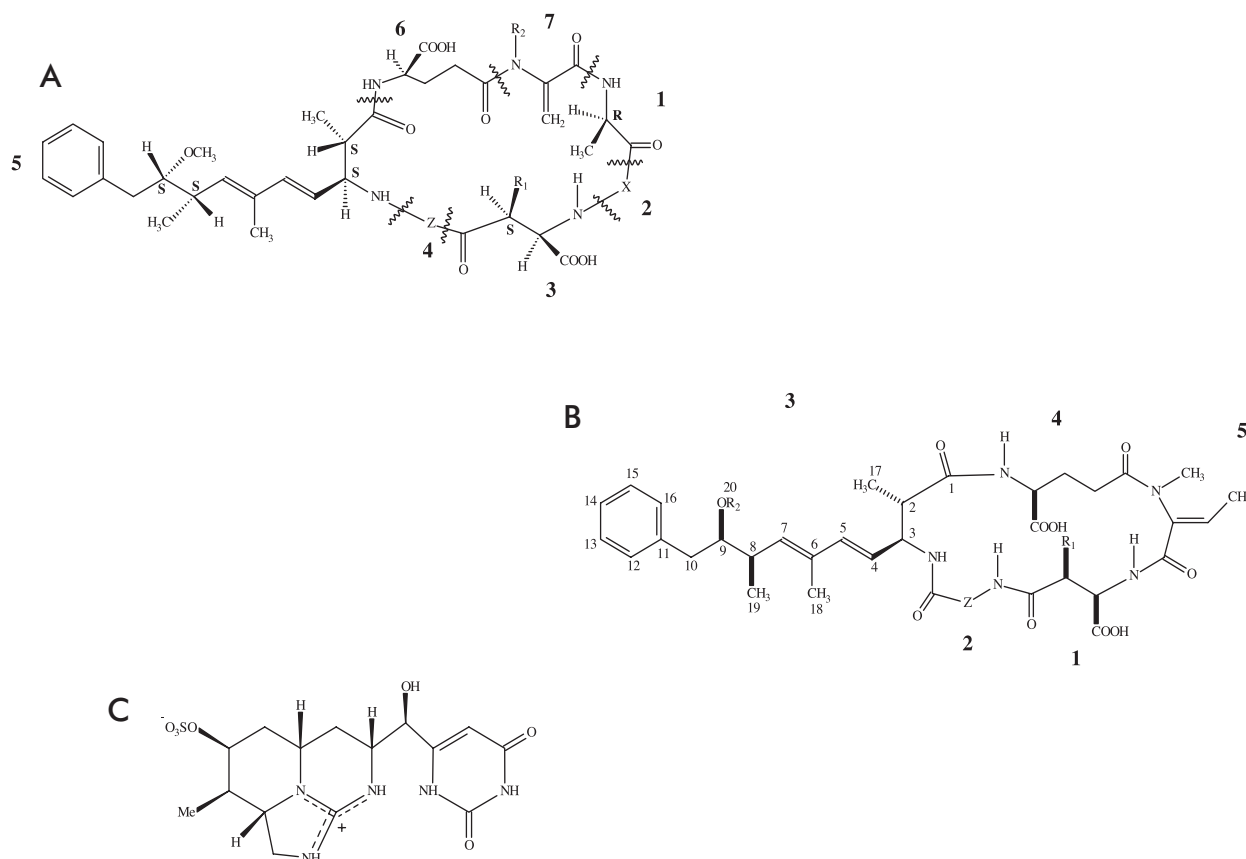
Recentemente, um alcalóide hepatotóxico, denominado **cilindropermopsina**, (figura 2.2), foi isolado de três espécies de cianobactérias: *Cylindropermopsis raciborskii* (Ohatoani *et al.*,1992), *Umezakia natans* (Harada *et al.*,1994) e *Aphanizomenon ovalisporum* (Banker *et al.*, 1997; Shaw *et al.*, 1999).

Seu mecanismo de ação se dá por inibição da síntese protéica e já têm sido observados danos severos também em células renais, pulmonares e cardíacas dos animais testados.

Cilindropermopsina é uma toxina de ação lenta, requerendo de cinco a sete dias para produzir seu efeito tóxico máximo. Em camundongos a DL 50 (ip.) após 24 horas é de 2mg/Kg de peso corpóreo, enquanto que após cinco dias a DL50 (ip.) passa a ser de 0,2mg/Kg. (Terao,1994). Por administração por via oral, a DL50 após cinco dias é de aproximadamente 6mg/Kg (Seawright *et al.*,1999).

De acordo com Chorus e Bartram (1999) ainda não há dados suficientes para se estabelecer um limite máximo aceitável para cilindropermopsina em água para consumo humano. Entretanto, estudos toxicológicos desenvolvidos por Shaw *et al.* (2000) sugerem um **limite máximo aceitável de 15µg/L para água potável**.

**Figura 2.4.** Estruturas químicas das hepatotoxinas: (A) estrutural geral das microcistinas, onde Z e X representam os dois L-aminoácidos variáveis e R<sup>1</sup> e R<sup>2</sup> são os locais de possíveis metilações; (B) estrutural geral das nodularinas, com as mesmas representações adotadas para microcistinas e (C) estrutura da cilindropermopsina. Fonte: Chorus e Bartram (1999)



## 2.4. Degradação de cianotoxinas

Os quatro principais grupos de cianotoxinas: anatoxinas, saxitoxinas, microcistinas e cilindropermopsina, apresentam uma estabilidade química e uma degradação microbiológica bastante diferente nos ambientes aquáticos.

**Anatoxina-a:** esta molécula é relativamente estável no escuro, mas quando pura em solução ocorre uma rápida degradação fotoquímica com a luz solar. Esta degradação é acelerada por condições alcalinas. A meia-vida para a degradação

fotoquímica é de uma a duas horas. Sob condições naturais de iluminação, com pH 8-10 e concentrações iniciais baixas (10µg/L), o tempo necessário para degradar 50% do total de anatoxina-a (meia-vida) é de 14 dias (Stevens e Krieger, 1991 – *apud* Chorus e Bartram, 1999).

Esta toxina parece ser prontamente degradada por bactérias associadas aos filamentos de cianobactérias. Kiviranta *et al.* (1991) isolaram uma cepa de *Pseudomonas* sp. capaz de degradar anatoxina-a a uma taxa de 6µg/ml a 10µg/ml a cada três dias. Na presença de sedimento e bactérias do meio aquático a meia-vida para a degradação de anatoxina a, em um estudo de laboratório, foi de aproximadamente cinco dias (Smith e Sutton, 1993 – *apud* Chorus e Bartram, 1999).

Anatoxina-a(s): esta neurotoxina é relativamente instável em temperaturas acima de 4°C e se decompõem rapidamente em condições alcalinas mas é relativamente estável sob condições ácidas (Matsunaga *et al.*, 1989).

Saxitoxinas: em temperatura ambiente e no escuro as saxitoxinas sofrem uma série de lentas reações de hidrólise química. As C-toxinas perdem seu grupamento N-carbamilsulfato e se transformam em decarbamoil goniautoxinas (dc-GTXs). As dc-GTXs, GTXs e STXs lentamente vão sendo degradadas para produtos não tóxicos. O tempo necessário para degradar 50% do total dessas toxinas varia de 1 a 10 semanas, sendo freqüentemente necessários mais de três meses para a degradação de 90% dessas moléculas (Jones e Negri, 1997).

Entretanto, é importante salientar que, como as dc-GTXs são muito mais tóxicas que as C-toxinas (10-100 vezes), pode acontecer um aumento da toxicidade da água durante as primeiras três semanas após a ocorrência de uma floração de cianobactérias produtoras de saxitoxinas dos tipos C-toxinas e GTXs-toxinas. Processos de acidificação e fervura também podem levar a um aumento da toxicidade (Jones e Negri, 1997).

Ainda não há nenhum estudo que tenha demonstrado a degradação de saxitoxinas por atividade bacteriana.

Microcistinas: devido a sua estrutura peptídica cíclica as microcistinas são muito estáveis e resistentes a hidrólise química e oxidação, em pH próximo da neutralidade. Além disso, microcistinas e nodularinas mantêm sua toxicidade mesmo após a fervura. Em condições naturais, no escuro, as microcistinas podem persistir por meses ou anos. Em temperatura elevada (40° C) e condições de pH alto ou baixo, foram observadas hidrólises lentas, sendo necessário aproximadamente 10 semanas em pH 1 e mais de 12 semanas em pH 9 para a degradação de cerca de 90% da concentração total das microcistinas (Harada *et al.*, 1996).

Porém, já foi observada uma lenta degradação fotoquímica das microcistinas expostas à luz solar. A taxa desta reação é aumentada pela presença de pigmentos fotossintéticos hidrossolúveis, provavelmente ficobiliproteínas (Tsuji *et al.*, 1993). Na presença desses pigmentos, a degradação fotoquímica de 90% da concentração total das microcistinas pode variar de duas a seis semanas, dependendo da concentração de pigmentos e toxinas. A presença de substâncias húmicas também parece acelerar a degradação das microcistinas sob luz solar.

Embora as microcistinas sejam resistentes a muitas peptidases de eucariontes e bactérias, elas são suscetíveis à degradação por algumas bactérias encontradas naturalmente em rios e reservatórios. Bactérias capazes de degradar microcistinas já foram isoladas de vários ecossistemas aquáticos e também efluentes de esgotos (Chorus e Bartram, 1999). Este processo pode levar à degradação de 90% do total de microcistinas entre 2 a 10 dias, dependendo principalmente da concentração inicial dessas toxinas e da temperatura da água.

Cilindrospermopsina: esta toxina é relativamente estável no escuro com uma lenta degradação em temperaturas acima de 50°C. Entretanto, na presença de luz solar e de pigmentos fotossintetizantes a degradação pode ocorrer rapidamente levando à destruição de 90% do total de cilindrospermopsina entre dois e três dias (Chisweel *et al.*, 1999 – *apud* Chorus e Bartram, 1999).

## 3. Causas ecológicas e conseqüências para a saúde pública

### 3.1. Fatores ambientais que influenciam o crescimento de cianobactérias e a produção de Cianotoxinas

De acordo com Tundisi e Matsumura-Tundisi (1992), o crescimento da agroindústria em algumas regiões do Brasil tem sido bastante acelerado nos últimos 20 anos. A grande biomassa de cultivos monoespecíficos e a necessidade de intensificar o crescimento vegetal, pelo uso extenso de fertilizantes, têm causado uma rápida eutrofização de rios e reservatórios, que tem resultado num crescimento elevado de macrófitas aquáticas e altas concentrações de fósforo na coluna d'água ou no sedimento.

A taxa de urbanização tem também crescido rapidamente, com o conseqüente aumento de descarga de esgotos sem nenhum tratamento prévio. Esses dois processos em larga escala são hoje as principais causas da eutrofização de rios, lagos e reservatórios, em muitas regiões brasileiras.

Uma rápida resposta que ocorre com a eutrofização é dada pela comunidade fitoplanctônica (microalgas e cianobactérias que vivem na coluna d'água) que passa a apresentar uma redução na diversidade de espécies, porém, com um aumento considerável da biomassa das espécies presentes. Nesses ambientes, tem sido observado um aumento da dominância de espécies de cianobactérias. Conseqüentemente, tem sido mais comum a ocorrência de florações de cianobactérias, principalmente próximo aos centros urbanos (Azevedo *et al.*, 1994).

A toxicidade de florações de cianobactérias pode apresentar uma variação temporal, desde intervalos curtos de tempo até diferenças sazonais e também espaciais, provavelmente decorrentes de alterações na proporção de cepas tóxicas e não tóxicas na população.

Essas variações de toxicidade nas cianobactérias ainda não foram devidamente esclarecidas. Entretanto, está se tornando cada vez mais freqüente a ocorrência de florações tóxicas que apresentam os grupos comuns de cianotoxinas; tipicamente, cerca de 50% de todas as florações testadas em diferentes países mostram-se tóxicas em bioensaios (Carmichael e Gorham, 1981; Repavich *et al.*, 1990; Sivonen *et al.*, 1990; Lawton e Cood, 1991; Watanabe *et al.*, 1991, Costa e Azevedo, 1994).

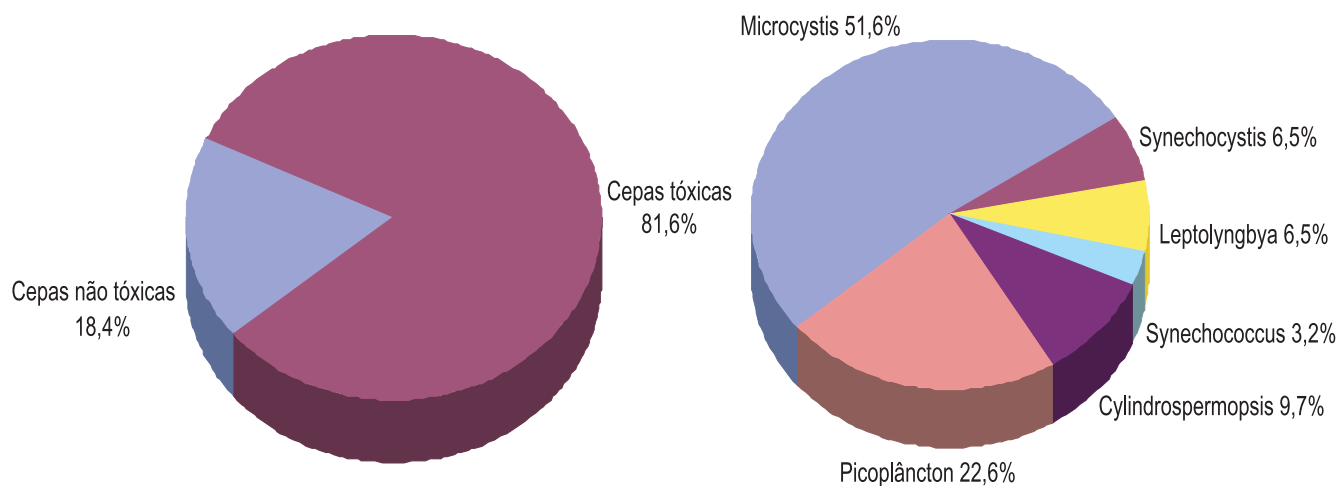
Os países onde esses casos foram registrados estão distribuídos nos diferentes continentes. Entretanto, observa-se uma grande dominância de relatos em países do hemisfério norte, certamente devido ao maior interesse e investimentos nesta linha de pesquisa e conseqüente preocupação com o potencial de intoxicação das cianobactérias.

No Brasil, os estudos que vem sendo realizados no Laboratório de Ecofisiologia e Toxicologia de Cianobactérias da Universidade Federal do Rio de Janeiro (Lect-IBCCF-UFRJ), têm confirmado a ocorrência de cepas tóxicas de cianobactérias em corpos d'água (reservatórios de abastecimento público, lagos artificiais, lagoas salobras e rios) dos estados de São Paulo, Rio de Janeiro, Minas Gerais, Pará, Paraná, Bahia, Pernambuco e do Distrito Federal. Entretanto, é certo que a ocorrência de cepas tóxicas de cianobactérias não se dá exclusivamente nesses estados. Esses registros refletem que os estudos sobre esse tema estão mais concentrados na região centro-sul do Brasil.

Aproximadamente 82% das cepas isoladas pelo Lect-UFRJ se mostram tóxicas quando testadas em bioensaios de toxicidade ou por análises químicas, sendo 9,7% neurotóxicas enquanto que as demais são hepatotóxicas (figura 3.1).

Figura 3.1. **A** - Percentual de cepas cianobactérias tóxicas e não tóxicas já isoladas pelo LETC-UFRJ; **B**- Percentual de cepas tóxicas em diferentes gêneros de cianobactérias

Obs: as cepas picoplânctônicas foram incluídas em um único grupo em virtude das dificuldades de identificação



Além disso, tem sido relatada a ocorrência freqüente de florações tóxicas de cianobactérias na lagoa dos Patos/RS (Yunes *et al.*, 1996) e os trabalhos de Bouvy *et al.* (1999) e Jardim *et al.* (1999) já relataram a ocorrência de florações neurotóxicas de *Cylindrospermopsis* nos estados de Pernambuco e Minas Gerais, respectivamente.

Tabela 3.1. Florações de cianobactérias potencialmente nocivas registradas em mananciais brasileiros até abril de 2001

Local	Ano	Cianobactéria Predominante	Toxicidade		Toxinas detectadas	Método	Fonte
			Sim	Não			
Lagoa da Barra Maricá - R.J.	1991	<i>Synechocystis aquatilis</i>	X		Microcistinas	Imunoensaio	Nascimento e Azevedo (1999).
Res. Funil - R.J.	1991/ 1992	<i>Microcystis aeruginosa</i>	X		Microcistina	HPLC-DAD	Bobeda (1993)
Lagoa de Jacarepaguá	1996	<i>Microcystis aeruginosa</i>	X	X	Microcistina	HPLC-DAD	Magalhães e Azevedo (1998)
Itaipu, Parque do Iguazu, Pr.	1996	<i>Microcystis</i>	X		Microcistinas	Imunoensaio monoclonal	Hirooka et al, (1999)
Represa de Itaipu Represa Capivara	1999 2000	<i>Anabaena</i> sp <i>Microcystis</i> sp.		X	Microcistinas	Imunoensaio monoclonal	Kamogae et al, (2000)
Amparo e Itaquacetuba, SP	1993/ 1995	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	X	X	SXT, neoSXT, GXT.	HPLC-FLD LC-MS	Lagos et al. (1999)
Lagoa dos Patos, RS	1994 1995	<i>Microcystis aeruginosa</i>	X		Mcyst-LR, -FR, Leu1- Mcyst	HPLC-DAD HPLC-MS	Matthiensen et al. (2000); Yunes et al. (1996)
Rio Grande, RS	1995	<i>Anabaena</i> spiroides	X		Anatoxina -a(S)	Inib. AChE	Monserat et al. (2001)
Rio dos Sinos,RS	1999	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	X		Saxitoxinas equiv.	HPLC-FLD	Conte et al. (2000)
Camaquã, RS	2000	<i>C. raciborskii</i> , <i>Microcystis</i> <i>PseudoAnabaena</i> sp.,	X		MCYST; NeoSXT GTX1; GTX2	Imunoensaio HPLC-FLD	Yunes et al. (2000)
Itapeva, RS	2000	<i>Anabaena circinalis</i> , <i>A. spiroides</i>	X		MCYST ANTX-a ANTX-a (S)	Imunoensaio HPLC-FLD; Inib.AChE	Yunes et al. (2000).
Farroupilha, Erechim, RS	2000	<i>Microcystis</i>	X		MCYST	Imunoensaio	Yunes et al. (2000)
Lagoa do Peri, Florianópolis SC	2000/ 2001	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>		X		-	Rel.Casan/CNPq / Florian/ UFSC
Reservatório Tapacurá (Pe)	1998/ 1999	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	X		SXT equivalentes	Bioensaios	Nascimento et al, (2000)
Reservatório de Ingazeira (Pe)	1998	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	X		SXT equivalentes	Bioensaios	Bouvy et al (1999).

**Tabela 3.1. Florações de cianobactérias potencialmente nocivas registradas em mananciais brasileiros até abril de 2001 (cont.)**

Local	Ano	Cianobactéria Predominante	Toxicidade		Toxinas Detectadas	Método	Fonte
			Sim	Não			
Itaúba (RS)	2000	Anabaena circinalis	X		MCYST	Imunoensaio	Werner et al. (2000)
Lagoa das Garças, SP	1996/ 1997	Microcystis aeruginosa Planktothrix agardhii		X X		HPLC	Sant'Anna e Azevedo (2000)
Reservatório Sta. Rita, SP	1997	Microcystis wesenbergii		X		HPLC	Sant'Anna e Azevedo (2000)
Represa Juramento (Montes Claros, MG)	2000	Radiocystis fernandoi e Microcystis spp. ©	X		MCYST	Imunoensaio e HPLC-DAD	Jardim et al. (2000) b
Lagoas urbanas, Confins, MG	1998	Cylindrospermopsis raciborskii©	X		GTX	HPLC-FLD	Jardim et al. (1999).
Represa Três Marias, MG	1997	Microcystis wesenbergii		X	MCYST	Imunoensaio e HPLC-DAD	Jardim et al. (1999), (2000) b
Represa de Furnas, Alfenas e Carmo do Rio Claro, MG	1998	M. viridis (Radiocystis fernandoi). Microcystis ©	X X		MCYST		Jardim (1999); Jardim et al. (2000) a
"	1998	Cylindrospermopsis raciborskii	X		CYN	HPLC-DAD	Jardim et al (1999,2000) a
Represa Vargem das Flores, MG	1999	Floração de Microcystis spp. e (Radiocystis fernandoi)	X		MCYST	HPLC-DAD	Jardim (1999). Jardim et al. (2000) b
Rio das Velhas, Belo Horizonte	1999 1999	Aphanizomenon manguinii © Cylindrospermopsis raciborskii©		X		HPLC-DAD	Jardim et al. (2000) b
Conselheiro Lafaiete, MG	1998	Oscillatoria splendida (syn: Geitlerinema splendendum)		X			Jardim et al. (2000) b
Pedra Azul, Medina, Ninheira, MG	1999 2000	Florações de Cylindrospermopsis raciborskii	X		Negativo p/ CYN SXT	HPLC-DAD HPLC-FLD	Relatório Interno da Copasa.
Represa São Simão	2001	Anabaena circinalis		X	Negativo p/MCYST	Imunoensaio	Rel. Int. Copasa
Ribeirão Ubá, MG	2000	M. viridis, M.aeruginosa, Anabaena spp. e Oscillatoria sp.		X		"	Jardim et al. (2000) b

**Abreviaturas Utilizadas:** ETE: Estação de Tratamento de Efluentes, por lagoas de estabilização facultativas. MCYST: microcistinas; CYN: cilindrospermopsinas; SXT: saxitoxinas; ANTX-a (S): anatoxina-a (S); ©: cultivos; HPLC: Cromatografia Líquida de alta eficiência; DAD: fotodetector de dióxido; FLD: detector de fluorescência; MS: espectroscopia de massa.

## 3.2. Evidências de intoxicações humanas por cianobactérias

As intoxicações de populações humanas pelo consumo oral de água contaminada por cepas tóxicas de cianobactérias já foram descritas em países como Austrália, Inglaterra, China e África do Sul (Falconer, 1994).

Em nosso país, o trabalho de Teixeira *et al.* (1993) descreve uma forte evidência de correlação entre a ocorrência de florações de cianobactérias, no reservatório de Itaparica (Bahia) e a morte de 88 pessoas, entre as 200 intoxicadas, pelo consumo de água do reservatório, entre março e abril de 1988.

Entretanto, o primeiro caso confirmado de mortes humanas causadas por cianotoxinas ocorreu no início de 1996, quando 130 pacientes renais crônicos, após terem sido submetidos a sessões de hemodiálise em uma clínica da cidade de Caruaru (PE), passaram a apresentar um quadro clínico compatível com uma grave hepatotoxicose. Desses, 60 pacientes vieram a falecer até 10 meses após o início dos sintomas. As análises confirmaram a presença de microcistinas e cilindrospermopsina, no carvão ativado utilizado no sistema de purificação de água da clínica, e de microcistinas em amostras de sangue e fígado dos pacientes intoxicados (Azevedo, 1996; Carmichael *et al.*, 1996; Jochimsen *et al.*, 1998; Pouria *et al.*, 1998 e Carmichael *et al.*, 2001). Além disso, as contagens das amostras do fitoplâncton do reservatório que abastecia a cidade demonstraram uma dominância de gêneros de cianobactérias comumente relacionados com a produção de cianotoxinas.

Em termos globais, os relatos clínicos dos danos para a população humana, pelo consumo oral de toxinas de cianobactérias em águas de abastecimento, indicam que esses danos acontecem como conseqüência de acidentes, desconhecimento ou deficiência na operação dos sistemas de tratamento da água. Como resultado, esses relatos são parcialmente estimados e as circunstâncias originais são freqüentemente de difícil definição.

Em muitos casos, as cianobactérias causadoras dos danos desaparecem do reservatório antes que as autoridades de saúde pública considerem uma floração como o possível risco, pois são geralmente desconhecedoras dos danos possíveis resultantes da ocorrência de florações de cianobactérias e, portanto, assumem que os processos de tratamento da água usuais são capazes de remover qualquer problema potencial. Entretanto, várias toxinas de cianobactérias, quando em solução, são dificilmente removidas por um processo convencional de tratamento, sendo inclusive resistentes à fervura.

Em regiões agricultáveis, ou áreas densamente povoadas, ocorre muitas vezes o aparecimento de florações constantes de cianobactérias em reservatórios de abastecimento público e, usualmente, as autoridades de meio ambiente tentam controlar as florações com aplicação de sulfato de cobre ou outros algicidas. Este método provoca a lise desses organismos, liberando as toxinas freqüentemente presentes nas células para a água bruta do manancial. Tais ações podem causar exposições agudas às toxinas. Além disso, há evidências que populações abastecidas por reservatórios que apresentam extensas florações podem estar expostas a baixos níveis de toxinas por longo período (Lambert *et al.*, 1994).

Essa exposição prolongada deve ser considerada como um sério risco à saúde uma vez que, como já descrito anteriormente, as microcistinas, que são o tipo mais comum de toxinas de cianobactérias, são potentes promotoras de tumores e, portanto, este consumo continuado de pequenas doses de hepatotoxinas pode levar a uma maior incidência de câncer hepático na população exposta. Como conseqüência, é importante que os efeitos crônicos de exposições prolongadas por ingestão oral de baixas concentrações de cianotoxinas sejam avaliados tanto do ponto de vista epidemiológico como toxicológico.



## 4. Remoção nos processos de tratamento de água mais comumente utilizados

### 4.1. Introdução

A presença de algas e cianobactérias na água bruta aduzida às estações de tratamento pode causar problemas operacionais em várias etapas de tratamento, tais como: dificuldade de coagulação e floculação, baixa eficiência do processo de sedimentação, colmatação dos filtros e aumento da necessidade de produtos para a desinfecção (Haarhoff e Cleasby, 1989; Edzwald e Wingler, 1990; Edzwald, 1993; Kaur *et al.*, 1994; Di Bernardo, 1995; Brandão *et al.*, 1996).

Como consequência desses problemas operacionais, verifica-se, geralmente, a redução na eficiência dos processos de tratamento e o surgimento de problemas na água tratada associados à presença de algas, cianobactérias e seus subprodutos extracelulares. A saber:

#### Sabor e odor

Algumas algas e seus subprodutos podem produzir odores desagradáveis e gerar sabores indesejáveis à água, tornando necessário, em algumas situações, introduzir filtros de carvão ativado na seqüência de tratamento, para remoção de odor e sabor, encarecendo o custo do tratamento da água (Hayes e Greene, 1984).

A alga flagelada *Synura*, por exemplo, causa um sabor amargo à água, mesmo quando em pequenas concentrações (Speedy *et al.*, 1969). A *Microcystis*, que normalmente apresenta um cheiro de capim ou grama, quando encontra-se em estado de decomposição pode apresentar forte cheiro característico de esgoto séptico (Branco, 1978). Várias espécies de diferentes gêneros de cianobactérias também são capazes de produzir odor de barro ou de mofo, a saber: *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Lyngbya*, *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Schizothrix* e *Symploca*. Todos esses gêneros, exceto *Symploca*, possuem espécies ou cepas produtoras de toxinas. Assim, o sabor e odor da água podem ser usados como sinal de alerta para ocorrência de cianobactérias. Contudo, é importante destacar que a ausência de sabor e odor não implica na ausência de cianobactérias e, conseqüentemente, de cianotoxinas (Falconer *et al.*, 1999).

#### Formação de trihalometanos

Diversas pesquisas (Rook, 1977; Babcock e Singer, 1979) desenvolvidas a partir da década de 1970, mostram que a cloração de algumas águas leva à formação de diversos subprodutos clorados, entre os quais os chamados trihalometanos (THM), que são potencialmente cancerígenos. Estudos recentes sugerem que, além das substâncias húmicas às quais tradicionalmente se atribui a formação de THM, as algas também se constituem em potenciais precursores de trihalometanos (Morris e Baum, 1978; 1980; Gehr *et al.*, 1993; entre outros).

As primeiras observações publicadas a respeito da possibilidade das algas serem precursoras de THM foram reportadas por Morris e Baum (1978). Esses autores demonstraram que a cloração de matéria orgânica proveniente das algas pode produzir clorofórmio. As observações iniciais de uma pesquisa realizada por Hoehn *et al.* (1980), em 1975, sugeriram a possibilidade da existência de uma correlação entre a concentração de clorofila-a presente na água bruta e a de THM na água tratada. Essas observações levaram ao desenvolvimento de ensaios em laboratório, a partir dos quais os autores constataram que tanto as células quanto a matéria orgânica extracelular (MOE) das algas são importantes precursoras de THM, sendo que a MOE contribui significativamente mais do que as células propriamente ditas. Apesar da comprovação de que tanto as algas como a sua MOE são precursoras de THM, a correlação entre clorofila-a e THM, observada inicialmente, não foi confirmada.

A importância das algas e cianobactérias como potenciais precursores de trihalometanos, particularmente quando da ocorrência de florações, é enfatizada em recente trabalho desenvolvido por Graham *et al.* (1998). Com base em resultados de experimentos em escala de laboratório utilizando culturas de microalgas, os autores estimaram que na ocorrência de uma floração de *Anabaena flos-aquae* ( $10^6$  células/mL), a cloração poderá levar à produção de até 1,1mg/L de THM total a partir das células viáveis e de até 0,2mg/L de THM total a partir de matéria orgânica extracelular, portanto, significativamente, acima do valor limite recomendado pela OMS para água potável (WHO, 1993). Os autores destacam que a produção de THM a partir de microalgas e cianobactérias depende da espécie e da fase do ciclo de vida da cultura, sendo observado que a maior produção, por unidade de biomassa algal, ocorre durante a fase de crescimento exponencial desses organismos.

## Corrosão de unidades do sistema de abastecimento

A presença de materiais orgânicos na rede de distribuição de água, entre os quais o material orgânico intra e extracelular das microalgas e cianobactérias, pode servir de substrato para o desenvolvimento de bactérias que têm a capacidade de atacar alguns tipos de materiais constituintes dos tanques de reservação e das tubulações de distribuição de água (Janssens e Buekens, 1993) e, também, contribui para a deterioração da qualidade bacteriológica da água (Hayes e Greene, 1984).

## Toxinas

Como descrito no capítulo 2, vários gêneros e espécies de cianobactérias produzem toxinas. De acordo com o modo de ação sobre o organismo essas cianotoxinas podem ser classificadas como: 1) hepatotoxinas, produzidas por espécies de *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Anabaena*, *Nodularia*, *Nostoc* e *Cylindrospermopsis*, que induzem a morte por choque circulatório e hemorragia grave no fígado dentro de um período de 24 horas (WHO, 1993); 2) neurotoxinas, produzidas por espécies de, *Oscillatoria*, *Anabaena*, *Nostoc*, *Cylindrospermum*, *Cylindrospermopsis* e *Aphanizomenon*.

De acordo com a OMS (WHO, 1999) a maior rota de exposição do homem às cianotoxinas é a ingestão de água. Como pode ser visto nos itens que se seguem, o tratamento de águas com elevadas concentrações de cianobactérias, quando realizado de forma inadequada, pode não ser eficiente na remoção dessas toxinas ou mesmo favorecer sua liberação para massa de água. Algumas pessoas também podem estar expostas às cianotoxinas por meio do consumo de pescados contaminados ou de alimentos à base de microalgas.

## 4.2. Controle e Remoção de algas, Cianobactérias e Cianotoxinas nos Sistemas de Abastecimento de Água

O gerenciamento e controle de algas, cianobactérias e cianotoxinas nos sistemas de abastecimento de água envolvem ações de caráter preventivo e de caráter corretivo, que devem ser desenvolvidas segundo níveis hierárquicos. As ações de prevenção do processo de eutrofização no manancial de abastecimento devem ser prioritárias, e baseiam-se no manejo dos fatores que controlam o crescimento das algas e cianobactérias, particularmente do aporte de nutrientes. Uma discussão sobre a prevenção de florações de cianobactérias é apresentada no capítulo 5.

São três as principais origens dos nutrientes que fertilizam a água: escoamento superficial e erosão em áreas de agricultura fertilizada; erosão em consequência de desmatamento; e águas residuárias. Assim, para reduzir a carga de nutrientes que chega a um corpo d'água, faz-se necessário o ordenamento territorial e uso do solo na bacia hidrográfica, a adoção de boas práticas na agricultura (agricultura orgânica, controle de erosão, sistema de irrigação apropriado, período correto para aplicação dos fertilizantes em função da cultura, etc.) e agroindústria, a minimização e tratamento adequado das águas residuárias domésticas e industriais.

Para acelerar a recuperação de um corpo d'água eutrofizado, as medidas de controle das fontes externas de nutrientes podem ser complementadas por medidas de controle interno de nutrientes e cianobactérias, ou seja ações que envolvem o "tratamento" do próprio corpo d'água. As medidas de controle interno podem ser divididas

em: 1) métodos físicos, envolvendo a circulação artificial da água, a aeração do hipolímnio<sup>8</sup>, retirada (exportação) de água do hipolímnio, dragagem dos sedimentos, entre outros; 2) métodos químicos, tais como precipitação e inativação do fósforo e uso de algicidas (sulfato de cobre, permanganato de potássio, etc.); e 3) métodos biológicos, como o uso de cianofagos e myxobactéria, e a biomanipulação.

Yoo *et al.* (1995) e Chorus e Mur (1999) discutem de forma detalhada as medidas preventivas de controle externo e interno das fontes de nutrientes e de cianobactérias, suas aplicabilidades, aspectos positivos e negativos.

Das medidas de controle interno do manancial, uma das mais utilizadas em todo o mundo, e também no Brasil, é aplicação de algicidas, particularmente sulfato de cobre. Contudo, essa técnica deve ser usada de forma cuidadosa, pois leva à liberação das toxinas intracelulares das cianobactérias.

Dessa forma, o uso dos algicidas deve ser limitado a situações onde o número de células de cianobactérias presentes na água seja baixo, de modo a evitar teores excessivos de toxinas e/ou compostos que produzem odor e sabor. Em situações onde grande número de células de cianobactérias esteja presente na água, o uso de algicidas só poderá ser feito se um manancial alternativo de água puder ser usado enquanto as toxinas e outros compostos se degradam, ou se o tratamento de água disponível for, comprovadamente, capaz de remover as toxinas dissolvidas, na concentração em que estejam presente (Hrudey *et al.*, 1999).

No Brasil, a Portaria MS n. 1.469, de 29/12/2000, veda o uso de algicidas para o controle do crescimento de cianobactérias em mananciais para abastecimento de água, assim como qualquer intervenção no manancial que provoque a lise das células de cianobactérias, quando a densidade das cianobactérias exceder 20.000 células/ml (ou 2mm<sup>3</sup>/L de biovolume).

As medidas corretivas de controle de algas, cianobactérias e toxinas na água de abastecimento envolvem dois tipos de intervenção, a primeira, no ponto de captação (manejo da captação de água bruta), e a segunda, a remoção desses organismos e compostos no sistema de tratamento de água.

#### 4.2.1. Técnicas de manejo da captação de água bruta<sup>9</sup>

A distribuição horizontal e vertical da população de cianobactérias e de alguns tipos de algas pode variar significativamente no corpo d'água, seja ele um lago, um reservatório ou um rio. Esse fato deve ser levado em conta na alocação do ponto de captação de água bruta, como também na profundidade da tomada d'água. A contaminação da água que alimenta a estação de tratamento pode ser consideravelmente reduzida alocando-se o ponto de captação longe de zonas protegidas e de baixa circulação (baías e reentrâncias) onde a espuma formada pelas algas tende a se acumular. Se isso não for prático, ou não foi previsto, pode-se adotar, nos períodos de floração, uma extensão temporária da captação.

A seleção apropriada da profundidade da tomada d'água, por sua vez, pode evitar a captação de água no ponto de máxima densidade de células de cianobactérias. Essa seleção deve considerar o horário de máxima acumulação superficial das células e a amplitude do movimento vertical das cianobactérias devido às mudanças na sua capacidade de flutuação decorrentes da intensidade da luz e da fotossíntese. Operadores necessitam ter familiaridade com a amplitude do movimento vertical das cianobactérias, o que requer, além da determinação do perfil vertical de densidade de organismos, informação, conhecimento e compreensão da ecologia local.

Outra opção adotada para manter a floração de cianobactérias longe da estrutura de captação de água bruta é o uso de barreiras similares às usadas para conter derramamentos de óleo. Essas barreiras físicas têm profundidade limitada (0,5m a 1m) e não afetam o fluxo de água significativamente. Essa técnica pode ser considerada boa em situações de emergência para florações em processo de evolução e sua aplicação dependerá de aspectos práticos de instalação.

8. Um lago termicamente estratificado é um sistema composto por três camadas sobrepostas, a mais superior, mais quente e menos densa, é denominada epilímnio, a camada inferior, mais profunda, mais fria e mais densa, é denominada **hipolímnio**, e a camada intermediária, de transição, é conhecida como metalímnio.

9. Texto extraído e adaptado de Hrudey *et al.* (1999).

#### 4.2.2. Remoção de algas, cianobactérias e cianotoxinas nas estações de tratamento de água

As cianotoxinas encontram-se predominantemente no interior das células viáveis (sadias) das cianobactérias tóxicas (toxinas intracelulares). Sob condições normais, apenas uma pequena proporção dessas toxinas é liberada pelas células viáveis para a água (toxinas extracelulares). Contudo, quando ocorre a lise da célula, seja pelo decaimento natural ou pela ação de ruptura das células exercidas por agentes químicos como o sulfato de cobre e oxidantes, a toxina intracelular é significativamente liberada para a coluna d'água (Yoo *et al.*, 1995).

Assim, os processos e seqüências de tratamento de água para abastecimento público devem ser analisados em função da sua capacidade de remover as células viáveis (biomassa algal) e de não promover a lise dessas células, assim como pela capacidade de remover a fração dissolvida das cianotoxinas (toxinas extracelulares).

A remoção de biomassa algal tem sido objeto de estudo de muitos pesquisadores, e são várias as linhas de abordagem do problema. Os trabalhos abordam desde o uso de filtros rápidos de pequena granulometria sem prévia coagulação (Nagavi e Malone, 1986; entre outros), até a adoção de uma etapa de pré-oxidação utilizando cloro, ozônio e outros oxidantes (Janssens *et al.*, 1988; Petrusevsky *et al.*, 1996; Lage Filho e Ferreira Filho, 1997; entre outros). Essa última opção tem se mostrado capaz de promover tanto uma maior eficiência de remoção de microalgas como também o aumento da duração das carreiras de filtração. Entretanto, uma das opções que a literatura vem indicando como a mais recomendada para a remoção de microalgas é a flotação por ar dissolvido, seguida de filtração rápida (Hyde *et al.*, 1977; Edzwald e Wingler, 1990; Edzwald, 1993; Janssens e Buekens, 1993; Reali e Gianotti, 1993; entre outros). Esse processo, pela característica do seu pré-tratamento (a coagulação-floculação), é também muito eficiente na remoção da matéria orgânica dissolvida (Gehr *et al.*, 1993).

Por outro lado, não são muitos os trabalhos que abordam a remoção da fração extracelular das cianotoxinas. Segundo Hruday *et al.* (1999), a maioria dos trabalhos publicados aborda a remoção de cianotoxinas em uma etapa (processo) de tratamento e são poucos os trabalhos que avaliam as seqüências de tratamento mais comuns, que envolvem a coagulação-floculação e uma ou mais etapas de clarificação (sedimentação, flotação e filtração rápida). Outro aspecto, é que a grande maioria desses trabalhos relatam experimentos realizados em escala de laboratório ou instalações piloto, sendo poucos os resultados obtidos em escala real.

### Processos de tratamento

#### Definições

**Coagulação:** desestabilização das cargas superficiais das partículas coloidais e em suspensão (impurezas), incluindo bactérias e vírus, a partir da adição de um coagulante. Os coagulantes mais utilizados no Brasil são os sais de alumínio e os sais de ferro (Kawamura, 1991).

**Floculação:** etapa de mistura lenta (suave) com o objetivo de acelerar a taxa de colisão das partículas previamente desestabilizadas na coagulação (Kawamura, 1991).

**Coagulação-Floculação:** Processo físico-químico que visa promover a agregação das impurezas presentes na água levando à formação de aglomerados de maior tamanho capazes de serem removidos mais eficientemente pelos processos de separação sólido-líquido mais comuns (sedimentação, flotação e filtração).

**Sedimentação:** Separação gravitacional que se baseia na diferença da densidade entre a partícula, ou floco, e a água. Esse processo é influenciado pelo tamanho da partícula. O lodo sedimentado é geralmente acumulado por um período de tempo no próprio tanque de sedimentação. Na seqüência de tratamento de água conhecida como “convencional” ou “completa”, esse processo de separação é precedido da coagulação-floculação, e antecede a filtração rápida.

**Flotação:** Separação gravitacional auxiliada pela adição de microbolhas de gás (geralmente ar). As microbolhas de gás em contato com a partícula, ou floco, forma um aglomerado de densidade aparente menor que a da água, fazendo com que esse aglomerado partícula-bolha (foco-bolha) flutue até a superfície. A “escuma” formada na superfície é continuamente removida por meio de raspadores de superfície. Quando

os flocos formados na coagulação/floculação apresentam baixa velocidade de sedimentação, a flotação é utilizada em substituição à sedimentação na seqüência de tratamento.

**Filtração Rápida:** Processo físico-químico no qual as partículas, ou flocos, de impureza são retidas nos vazios de um meio granular. O meio granular mais comum é a areia. As tecnologias de tratamento de água que envolvem a filtração rápida têm a coagulação química como parte integrante, e fundamental, da seqüência de tratamento.

**Filtração Lenta:** Processo predominantemente biológico de remoção de impurezas. A remoção de partículas ocorre principalmente na superfície do filtro onde se desenvolve uma película biológica conhecida como “schmutzdecke” (Haarhoff e Cleasby, 1991). As tecnologias que envolvem a filtração lenta dispensam o uso de coagulantes.

**Desinfecção:** Processo que tem como objetivo a destruição ou inativação de microorganismos patogênicos. Os desinfetantes mais comumente utilizados são o cloro (livre e cloroaminas), o dióxido de cloro, o ozônio e a radiação ultravioleta.

**Oxidação:** Processo no qual o estado de oxidação de uma substância é aumentado. Na reação de oxidação, que ocorre de forma simultânea com a de redução, as substâncias orgânicas doam elétrons, ganham oxigênio e perdem hidrogênio. De um modo geral a oxidação no tratamento de água tem como objetivo converter substâncias indesejáveis em substâncias não prejudiciais ou não objetáveis (Posselt e Weber Jr., 1972). Os agentes oxidantes mais usados no tratamento de água são o cloro, o dióxido de cloro, o permanganato, o oxigênio, e o ozônio (Hesby, 1997).

**Ozonização:** Processo de oxidação ou desinfecção realizada a partir da adição de ozônio na água a ser tratada. A oxidação no processo de ozonização é resultado da reação direta do ozônio com os compostos presentes na água e, também, pode ser em virtude da ação de outros oxidantes químicos formados a partir da adição do próprio ozônio (radicais livres como  $\text{OH}\cdot$ ,  $\text{O}_3^-$ ,  $\text{O}_2^-$ ,  $\text{HO}_2^-$ , e peróxido de hidrogênio –  $\text{H}_2\text{O}_2$ ).

## Fontes de Consulta

American Water Works Association (1990). *Water Quality and Treatment. A Handbook of Community Water Supplies*. Fourth Edition. McGraw Hill, Inc.

American Water Works Association e America Society of Civil Engineers (1997). *Water Treatment Plant Design*. Third Edition. McGraw Hill, Inc.

Centro Pan-Americano de Ingenieria Sanitária y Ciencias del Ambiente - CEPIS (1992). *Ciclo: Tratamiento; Serie: Filtracion Lenta*. CEPIS-OPAS/OMS.

Centro Pan-Americano de Ingenieria Sanitária y Ciencias del Ambiente - CEPIS (1992). *Ciclo: Tratamiento; Serie: Filtracion Rapida*. CEPIS-OPAS/OMS.

Di Bernardo, L. (1993). *Métodos e Técnicas de Tratamento de Água*, Vols 1 e 2. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES.

Di Bernardo, L. (1995). *Algas e Suas Influências na Qualidade das Águas e nas Tecnologias de Tratamento*. ABES.

Kawamura, S. (1991). *Integrated Design of Water Treatment Facilities*. John Wiley & Sons, Inc.

Logsdon, G.S. – Ed. (1991). *Slow Sand Filtration*. America Society of Civil Engineers.

Weber Jr., W. J. (1972). *Physicochemical Processes for Water Quality Control*. Wiley-Interscience.

### 4.2.2.1. Remoção de algas e cianobactérias em seqüências de tratamento que envolvem coagulação química

Estudos comparativos desenvolvidos em escala piloto por técnicos do Water Research Centre (Johnson *et al.*, 1977), Inglaterra, mostraram que, para a água estudada, a eficiência de remoção de microalgas por filtração direta (FD)

era inferior à eficiência de remoção obtida por meio dos processos que envolvem a sedimentação antes da filtração rápida. Entretanto, a filtração direta, em situações específicas, principalmente quando precedidas de pré-cloração, apresentaram valores comparáveis aos obtidos na sedimentação/filtração. Ainda, segundo a pesquisa, o aumento da dosagem de coagulante (sulfato de alumínio) não alterou de forma significativa a remoção de microalgas pelo processo convencional, mas provocou efeitos benéficos na remoção por filtração direta. Esse estudo, apesar de apresentar resultados experimentais interessantes, não apresenta uma discussão aprofundada dos fatos observados, não oferecendo subsídios para a generalização dos resultados obtidos.

Buscando uma solução para melhorar a eficiência de remoção de microalgas na ETA de filtração direta de Notmeir-Walen (Antuérpia, Bélgica), Janssens *et al.* (1988) avaliaram a eficácia da adoção de diferentes processos como etapa preliminar de tratamento, a saber: pré-cloração; pré-ozonização; e flotação. Esse estudo foi realizado utilizando-se uma estação em escala piloto. Todos os pré-tratamentos testados mostraram-se capazes de promover a melhoria da eficiência da filtração, uma vez que permitiam remoções significativas de microalgas nesses processos, reduzindo a carga de sólidos chegando ao filtro. No entanto, a adoção de flotação, não só levou à melhoria da qualidade da água produzida, como também a carreiras de filtração com durações mais longas, além de permitir a utilização de maiores taxas de filtração e a redução do tempo de detenção no floculador.

A influência da matéria orgânica extracelular (MOE) proveniente das microalgas na eficiência da filtração direta para o tratamento de águas com altas concentrações de microalgas foi objeto de um estudo realizado por Haarhoff e Cleasby (1989). Nesse estudo, efetuado em escala de laboratório, utilizou-se como coagulante um polieletrólito catiônico e a MOE obtida de uma cultura de *Chlorella pyrenoidosa*.

Haarhoff e Cleasby (1989) concluem que o processo de filtração direta pode ser eficiente na remoção de microalgas, quando a dosagem de polímero adicionada à água é suficiente para atender tanto a demanda da MOE como das células de microalgas propriamente ditas. Isto porque o polímero irá, inicialmente, desestabilizar a MOE e, posteriormente, as partículas presentes na água. Além disso, observou-se que melhores resultados podem ser obtidos quando se utilizam polímeros de maior densidade de carga. Quanto à introdução de uma etapa de floculação entre a adição de polímero e a filtração, três efeitos foram observados: a floculação elimina o período de amadurecimento do filtro; o transpasse de turbidez leva mais tempo para ocorrer quando se utiliza a floculação; o desenvolvimento da perda de carga é menor quando a floculação é introduzida.

Resultados obtidos por Brandão *et al.* (1996) sugerem que existe um tempo de floculação ótimo no qual a perda de carga no meio filtrante é minimizada, gerando carreiras de filtração mais longas. Os autores sugerem, ainda, que quando se garante o mecanismo de coagulação por adsorção-neutralização de carga, pelo ajuste do pH e dosagem ótima de coagulante, pode-se obter alta eficiência de tratamento por filtração direta para águas com elevadas concentrações de microalgas e baixa turbidez. Desta forma, observa-se que, apesar do mecanismo de coagulação ser fator fundamental para uma boa eficiência de remoção de microalgas pela filtração direta, a etapa de floculação é de grande importância para a otimização do processo como um todo.

De acordo com Benhardt e Clasen (1991) a remoção de bactérias e microalgas por coagulação, floculação e filtração, é governada pelos mesmos princípios que a remoção de partículas coloidais e em suspensão, independentemente da natureza orgânica ou inorgânica de cada um desses grupos. Em outras palavras, diatomáceas, clorofíceas e cianobactérias podem ser desestabilizadas e floculadas de acordo com os mesmos mecanismos que atuam no caso de partículas inorgânicas. Esses autores relatam que, ao passo que microalgas que são mais ou menos esféricas e com superfícies suaves podem ser desestabilizadas pelo mecanismo de adsorção e neutralização de cargas, microalgas não esféricas, grandes ou filamentosas, necessitam de grandes dosagens de coagulante, resultando na predominância do mecanismo de varredura.

Em experimentos realizados com a *Synechocystis minuscula*, Benhardt e Clasen (1994) sugerem que a estrutura química das paredes periféricas das células dessas cianobactérias não afetam o processo de desestabilização por adsorção-neutralização de cargas. Porém, alguns grupos funcionais associados com essas paredes de células são importantes porque eles induzem a formação de centros de carga negativa sobre as superfícies das células. Dependendo da fase de crescimento e condições de metabolismo das microalgas, a concentração e reatividade desses grupos funcionais flutuam. Algumas flutuações afetam diretamente a densidade de carga negativa das células das microalgas. É por essa razão, que esses grupos funcionais, negativamente carregados, determinam a adsorção dos polieletrólitos, orgânicos ou inorgânicos (espécies hidrolisadas), que são aplicados como coagulantes.

Fotografias feitas durante os experimentos em que se utilizou como coagulante um polieletrólito catiônico, mostraram que as células de microalgas formam agregados na região de neutralização de cargas. A agregação era atingida por adição de quantidade exata do polieletrólito. Dosagens excessivas de cargas positivas e uma completa cobertura da superfície da célula levam a uma reversão da carga elétrica dentro da faixa positiva, e, conseqüentemente, à restabilização da suspensão de microalgas. Nessa condição, os agregados são quebrados e as células são novamente dispersas na solução aquosa.

Experimentos adicionais foram feitos para determinar se as células de microalgas também podem ser coaguladas e agregadas com espécies hidrolisadas de alumínio. Os resultados mostraram que as microalgas não são neutralizadas com um pH de 4, sendo esse valor de pH inadequado para o início da formação das espécies hidrolisadas de alumínio, que são carregadas positivamente. Ajustando o pH em 5, Benhardt e Clasen (1994) verificaram que a hidrólise dos íons  $[Al(H_2O)_6]^{3+}$  não era perturbada a ponto de flocos de hidróxidos de alumínio serem formados. Como resultado, os complexos hidrolisados de alumínio eram adsorvidos pela superfície das células e neutralizava a carga negativa das células de microalgas. Nesse caso, um excessivo uso de alumínio levou à reversão das cargas, entretanto a restabilização da suspensão de microalgas não foi observada. Isso ocorre porque, para valores de pH superiores a 5, a adição de concentrações mais elevadas de alumínio leva à formação de precipitados do hidróxido metálico que capturam as microalgas (varredura).

Os autores verificaram, ainda, que, a transição da coagulação por adsorção-neutralização de cargas para a coagulação por varredura, tornou-se mais aparente em pH próximo de seis, e que para valores de pH acima de seis, a coagulação por adsorção-neutralização de carga não pode ser separada da coagulação por varredura, pois ambos os processos ocorrem em paralelo. Com o aumento do pH da solução, o mecanismo de varredura progressivamente predominava sobre o de adsorção-neutralização de cargas.

No conjunto, os testes realizados por Benhardt e Clasen (1991 e 1994) mostraram que as células de microalgas podem ser coaguladas e filtradas como partículas inorgânicas responsáveis pela turbidez, e que a pré-condição para tal agregação é que a alga deve possuir uma estrutura geométrica que permita uma agregação de células e exclua a interação estérica. Em virtude da grande variedade de formas de células, não é possível satisfazer tal requisito para todas as microalgas. Por essa razão, os autores sugerem que mais investigações devem ser conduzidas sobre a influência das estruturas das células na coagulação e filtração de microalgas.

O tratamento de águas represadas com pré-oxidação com permanganato de potássio ( $KMnO_4$ ), coagulação com sulfato férrico e um polímero catiônico e filtração direta pelo filtro de múltiplas camadas, foi testado por Petrusevsky *et al.* (1996). Os experimentos, realizados em reatores estáticos e planta piloto, mostraram que a eficiência de remoção de partículas e microalgas nessa seqüência de tratamento é superior a 99%, enquanto as eficiências comumente atingidas na filtração direta são da ordem de 90%. Além disso, a aplicação de polímero catiônico elimina completamente o aumento de turbidez da água filtrada e reduz o teor de residual de manganês em relação aos valores que são comumente associados a esse tratamento.

Segundo os autores, a eficiente remoção de microalgas e de outros materiais particulados é conseqüência de vários mecanismos. O permanganato inativa a mobilidade de microorganismos, induz a produção natural de um auxiliar de coagulação derivado da alga, e acelera a cinética da floculação por aumentar a concentração das partículas, isto é, a pré-oxidação por permanganato causa a coagulação e formação de aglomerados antes da adição de coagulante. A subsequente aplicação dos dois coagulantes (sulfato férrico e polímero catiônico) promove o envolvimento do precipitado e a adsorção-neutralização de cargas.

Os efeitos da pré-oxidação sobre a tratabilidade de águas eutrofizadas é também abordada por Lage Filho e Ferreira Filho (1997). Os autores conduziram experimentos em estação piloto, onde carreiras de filtração, com e sem pré-oxidação com cloro livre, foram realizadas em duas colunas de filtração - uma com antracito e areia e outra com carvão ativado granular e areia.

A partir dos resultados obtidos, os autores concluíram que a pré-oxidação com cloro livre, ao promover a formação de flocos mais resistentes, atuou como um auxiliar de coagulação, proporcionando uma melhor remoção de cor aparente e uma melhor remoção de carbono orgânico total e substâncias húmicas (oriundas de matéria orgânica decomposta, por exemplo: microalgas), independentemente do tipo do meio filtrante utilizado. Observaram ainda que, pela mesma razão, a pré-oxidação favoreceu um acúmulo de sólidos mais uniforme e melhor distribuído ao longo do meio filtrante, o que proporcionou menores taxas de crescimento da perda de carga nos filtros, o que é indicativo de carreiras de filtração com duração mais longas.

Não obstante os benefícios operacionais oriundos do uso da pré-oxidação, vale lembrar que a pré-oxidação de águas contendo células viáveis de cianobactérias tóxicas pode levar à lise celular e à liberação das cianotoxinas. A aplicação da oxidação no tratamento de águas contendo cianobactérias e cianotoxinas dissolvidas é discutido com mais detalhe no item 4.2.2.3.

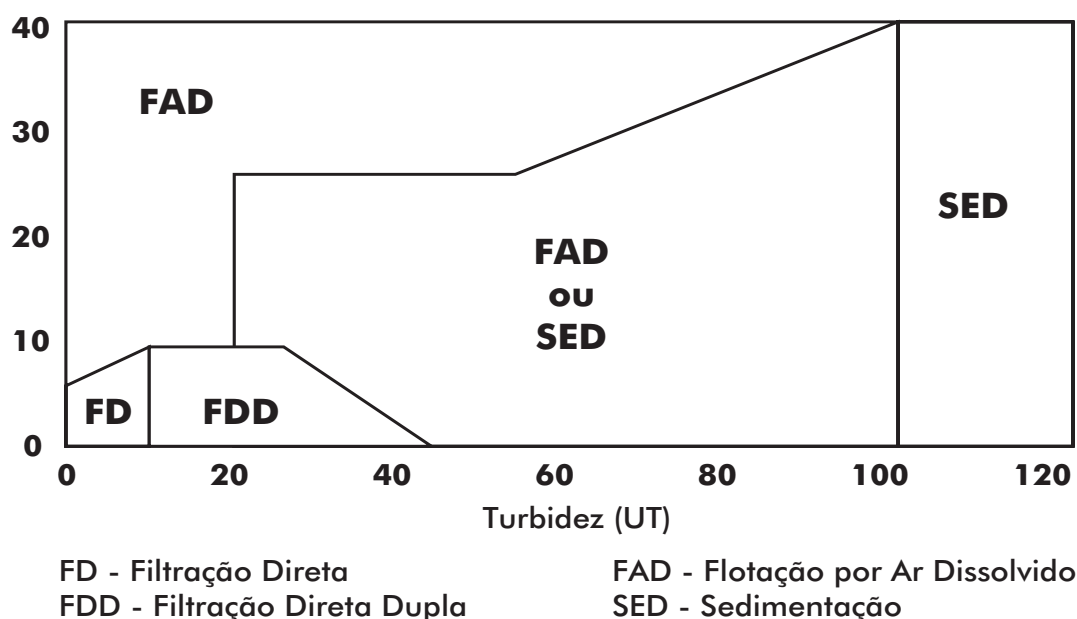
Wobma *et al.* (1997) apresentam resultados de uma pesquisa realizada no Canadá, onde comparam a utilização da flotação por ar dissolvido (FAD) seguida de filtração com utilização da filtração direta. A água utilizada possuía baixa turbidez (em torno de 1uT) e concentração média de microalgas de aproximadamente 40.000 indivíduos/mL (os autores não mencionam os gêneros ou espécies de microalgas presentes na água). Foram utilizados como coagulante o sulfato de alumínio, o cloreto de polialumínio e o cloreto férrico. Dosagens de sulfato de alumínio na faixa de 30mg/L a 45mg/L foram empregadas, com pH por volta de 6,3, caracterizando o mecanismo de varredura. Porém, foi percebida a necessidade de adição de polímeros para atingir as metas mínimas estabelecidas. Foram testados três tipos de filtros, com meios filtrantes de camada única, de camada dupla e utilizando carvão ativado granular (CAG), tanto na flotação por ar dissolvido quanto na filtração direta.

Os resultados obtidos por Wobma *et al.* (1997) mostraram que o arranjo onde se tinha a flotação por ar dissolvido seguida de um filtro de camada única de antracito ou de carvão ativado granular, ambos com tamanho médio do grão filtrante de 1,1mm, foi mais eficiente, produzindo careiras de filtração com 24 a 55 horas de duração, com taxas de 600m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup> a 840m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia. A turbidez e a contagem de partículas na água filtrada foram similares nas duas seqüências de tratamento avaliadas, respectivamente, 0,1uT e 50 partículas/mL. Entretanto, o volume de água produzida até o término das carreiras de filtração, foi muito maior na flotação por ar dissolvido seguida de filtração do que na filtração direta. Enfim, os resultados indicaram que, para qualquer qualidade da água bruta, a taxa de aplicação na etapa de flotação pode ser de até 360m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia e a subsequente taxa de filtração pode superar 800m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, enquanto na filtração direta a taxa de filtração varia na faixa de 240m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup> a 360m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, a depender da concentração de microalgas presentes na água bruta.

Em função da importância do pré-tratamento no sucesso da eficiência dos processos de separação, Lacerda (1997) investigou a influência do pH de coagulação, dosagem de coagulante e tempo de floculação, no processo de flotação por ar dissolvido no tratamento de águas com baixa turbidez e presença de microalgas. Dos experimentos realizados em escala piloto, o autor concluiu que a flotação por ar dissolvido possui elevado potencial de remoção de microalgas (> 99%), desde que se garantam as condições ideais de coagulação, principalmente em relação à dosagem de coagulante para um determinado valor de pH. Verificou-se, ainda, que tempos de floculação maiores parecem ser mais adequados para o tratamento por flotação seguido de filtração, tanto em termos de remoção de turbidez e microalgas, quanto na minimização dos residuais de alumínio e da perda de carga.

Janssens e Buekens (1993), a partir da compilação de resultados obtidos sobre eficiência de diversos processos de tratamento (tratamento convencional; flotação por ar dissolvido seguida de filtração rápida; filtração direta, com e sem floculação; filtração em dois estágios), propuseram o diagrama de seleção para o processo de clarificação apresentado na figura 4.1.

Figura 4.1. Diagrama de seleção de processo de tratamento (Janssens e Buekens, 1993)



De acordo com faixas de valores de turbidez e de concentração de microalgas (expressa em clorofila-a) na água bruta, os autores sugerem processos que são mais eficientes no tratamento. Observa-se que, para uma faixa abrangente de concentração de microalgas, o teor de turbidez presente na água é que é o fator condicionante para a definição do processo mais adequado. Assim, para baixos valores de turbidez, a filtração direta é recomendada quando o teor de clorofila-a é inferior a 10mg/L, e a filtração por ar dissolvido seguida de filtração para valores de clorofila-a mais elevados.

Vlaski *et al.* (1996), por meio de experimentos em escala de bancada com cultura de *Microcystis aeruginosa*, compararam a eficiência da sedimentação e da flotação por ar dissolvido. Adotando um pH de coagulação de 8, sob condições de dosagem ótima de um sal de ferro, os autores relatam que a performance da sedimentação foi superior à da flotação, com eficiências de remoção de, respectivamente, 87% e 71%. No mesmo trabalho, o uso combinado de coagulante metálico com polieletrólito catiônico como auxiliar de floculação, resultou em aumento significativo da eficiência de remoção dessa cianobactéria pelos dois processos, atingindo, em ambos os casos, remoções da ordem de 99%.

Os resultados obtidos por Vlaski *et al.* (1996) contradizem os resultados obtidos por Edzwald e Wingler (1990) e por Zabel (1985). A partir de experimentos utilizando culturas de uma clorócea (*Chlorella vulgaris*) e de uma diatomácea (*Cyclotella sp.*), Edzwald e Wingler (1990) relatam que, tanto em relação à turbidez residual quanto à remoção de microalgas, a flotação por ar dissolvido teve melhor eficiência (~99,9%) do que a sedimentação (~90%), principalmente a baixas temperaturas. Entretanto, com relação à remoção de matéria orgânica dissolvida, não houve diferença entre os dois processos, pois a remoção está associada à mudança de estado, de matéria solúvel para particulada, o que é realizado pela coagulação. Por sua vez, Zabel (1985) observou que, em escala real, a flotação por ar dissolvido apresentou 92% de eficiência de remoção de cianobactérias enquanto que a eficiência da sedimentação uma ordem de magnitude inferior. Nesse trabalho, a água bruta apresentava concentrações de *M. aeruginosa* da ordem de  $10^5$  células/mL.

Em estudos posteriores, em escala piloto, ainda estudando a remoção de *M. aeruginosa*, Vlaski *et al.* (1997) voltam a relatar que a sedimentação foi superior à flotação por ar dissolvido em termos de remoção de turbidez e minimização dos residuais de ferro. Contudo, em relação a remoção de *Microcystis*, a flotação por ar dissolvido mostrou-se muito eficiente e apropriada, mesmo considerando as baixas dosagens de coagulante adicionadas. Enquanto que para a flotação por ar dissolvido a dosagem ótima de ferro variou de 7mgFe/L a 12mgFe/L, para a sedimentação foram necessárias dosagens na faixa de 20 a 24 mgFe/L. A adoção de uma etapa de pré-oxidação com ozônio ou permanganato resultou em efeito positivo na eficiência de remoção dessa cianobactéria pela flotação por ar dissolvido.

Kaur *et al.* (1994), a partir de investigação sobre o tratamento de águas sujeitas à floração de cianobactérias, também contestam a eficiência de remoção de microalgas por flotação por ar dissolvido. A planta piloto usada era composta por mistura rápida, seguida de três estágios de floculação, flotação por ar dissolvido, filtração em dupla camada (antracito e areia) e, após estas etapas, a água era dividida em dois fluxos, um com estágio de desinfecção por ozônio seguido de filtro de carvão ativado granular (CAG) e outro com cloração seguida de filtro de carvão ativado granular. A instalação piloto foi operada em dois períodos distintos onde predominavam, respectivamente, as cianobactérias *Aphanizomenon sp.* e *Oscillatoria sp.* Enquanto a flotação por ar dissolvido apresentou uma remoção de cianobactérias inferior a 30%, a remoção obtida no filtro de dupla camada foi de 50%, o filtro de carvão ativado sem pré-desinfecção atingiu 60% de remoção, a combinação de cloração seguida de filtração em carvão ativado removeu 80% e, o mais eficiente, a ozonização seguida de filtração em carvão ativado, chegou a promover 99% de remoção de cianobactérias. Os autores explicam que a alta eficiência do ozônio pode estar relacionada ao processo chamado de “ozoflotação”, no qual o ozônio atua fisicamente na flotação e quimicamente como oxidante. Entretanto, os próprios autores sugerem que o baixo rendimento da flotação por ar dissolvido é, possivelmente, em virtude das condições inadequadas de coagulação observadas nos experimentos.

Mouchet e Bonnelye (1998) revisaram vários métodos disponíveis para remoção de microalgas, a saber: micropeneiramento; filtração direta; sedimentação; flotação; polimento usando ozônio e carvão ativado granular; e, filtração em membrana. Testes conduzidos pelos autores, numa instalação no sul da França, demonstraram que o tratamento combinando peróxido de hidrogênio com ozônio sinaliza para uma melhoria no desempenho da filtração direta, resultando em remoção de microalgas superior a 99%. Remoção de 93% foi obtida sem aplicação de ozônio e de 95,3% usando apenas ozônio. Os resultados obtidos ao longo desses estudos os levaram a concluir que as carreiras de filtração tornam-se inaceitavelmente curtas quando a densidade de microalgas na água bruta excede a 1.000 UPA/mL<sup>10</sup>, usando areia ou antracito de 0,9mm; ou 2.500UPA/mL, usando antracito de 1,5mm em filtro de dupla camada.

10. UPA/mL - Número de unidades de organismos por área padronizada (400mm<sup>2</sup>) por mililitro de água.

Quanto à sedimentação, Mouchet e Bonnelye, (1998) citam estudo piloto realizado no início dos anos sessenta, no qual elevada remoção de microalgas foi obtida em um clarificador de manto de lodo de fluxo ascendente (*pulsator* ou UPSPB). Foi observado, nesse estudo, que uma consistente redução de 95% a 99% da população total de fitoplânctons podia ser atingida na água clarificada e, possivelmente, uma completa remoção caso se adicionasse uma etapa de filtração em areia.

Mouchet e Bonnelye (1998) citam, ainda, experiências com esse tipo de clarificador em climas quentes. Por exemplo, um estudo comparativo realizado com água da Laguna Bay (Filipinas) com conteúdo de microalgas de 50.000 a 100.000 indivíduos/mL, mostrou que a eficiência de remoção de microalgas com floculação seguida de sedimentação em reator estático, de 90%, foi inferior à remoção obtida em uma unidade piloto do clarificador *pulsator*, com remoção de 95% a 98%, e até de 99,5%, quando se utilizou pré-cloração, ajuste de sulfato de alumínio e polieletrólito aniônico. Os autores ressaltam que a elevada eficiência de remoção de microalgas verificada no processo pode ser explicada pela ação de filtro fluidizado exercida pelo manto de lodo, e pelo aumento do tempo de contato entre o fluxo ascendente da água e o manto de lodo.

#### 4.2.2.2. Remoção de algas e cianobactérias em seqüências de tratamento que não envolvem coagulação química

As seqüências de tratamento que não envolvem o uso de coagulante baseiam-se na filtração lenta em areia. Segundo Mouchet e Bonnelye, (1998) a filtração lenta em areia sozinha é capaz de remover 99% de microalgas da água afluente.

Geralmente é reportado na literatura que altas concentrações de microalgas na água bruta afluente ao filtro lento pode provocar a rápida colmatação do meio filtrante exigindo freqüentes limpezas (Cleasby, 1991). A remoção da camada biológica superficial, por sua vez, pode ter efeitos negativos sobre a capacidade de remoção de substâncias orgânicas dissolvidas, inclusive cianotoxinas.

Estudos recentes sugerem que o problema da colmatação dos filtros lentos pelo excesso de microalgas e cianobactérias pode ser contornado com a adoção de pré-filtros de pedregulho (Brandão *et al.*, 1998 e 1999, Mello, 1998, Souza Jr., 1999).

Mello (1998) apresenta resultados de experimentos realizados em instalação piloto de filtração em múltiplas etapas composta de pré-filtro dinâmico (PFD), pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente e filtro lento. Durante o período de realização dos experimentos, cerca de nove meses, a água bruta apresentou-se com um valor médio de turbidez de  $8,6\text{uT} \pm 2,5\text{uT}$  e  $33,7\mu\text{g} \pm 13,8\mu\text{g}$  de clorofila-a por litro. Cerca de 99% da biomassa algal da água bruta era devida a cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii*.

Operando com as unidades de tratamento cobertas, o sistema de tratamento como um todo apresentou remoção média de cianobactérias de 98%, sendo que 80% das amostras coletadas na saída do filtro lento apresentavam teor de clorofila-a inferior a  $1\mu\text{g/L}$ . A remoção desses organismos no pré-filtro dinâmico foi, em média, cerca de 50%, enquanto no pré-filtro ascendente de cinco camadas a remoção média foi de pouco mais que 30%. A perda de carga no filtro lento, após 34 dias de operação, era de 8,7cm, indicando que o filtro poderia operar por alguns meses.

As mesmas unidades operando sem cobertura apresentaram eficiências parciais e globais similares ao caso anterior, porém a perda de carga nas várias unidades foi bastante superior. Após 36 dias de funcionamento, o filtro lento atingiu sua perda de carga limite, cerca de 100cm. Esse fato sugere a importância da cobertura dos filtros como forma de minimizar ou impedir o crescimento de microalgas nessa unidade, garantindo carreiras de filtração mais longas.

Nagavi e Malone (1986) investigaram a viabilidade de remover microalgas pela filtração em meio granular de pequena granulometria sem adição prévia de coagulante, porém com taxas de filtração similares às aplicadas para a filtração rápida, portanto muito superiores às adotadas na filtração lenta. Esses autores basearam-se nas observações feitas por outros pesquisadores, os quais indicavam que a importância do tamanho do grão é maior quando há grande concentração de microalgas, e que a retenção de microalgas ocorria majoritariamente na parte superior dos meios filtrantes. O trabalho foi desenvolvido utilizando meios filtrantes com diâmetro de grão inferior a 0,2mm e espessuras de camada filtrante menores que 13mm.

Os resultados desse estudo demonstraram que altas remoções de microalgas (>98%) podem ser obtidas pela utilização de meios filtrantes finos e sem a necessidade de adição de coagulante. Porém, os autores enfatizam que, para o aproveitamento do potencial demonstrado por esse tipo de filtração, critérios de projeto diferentes dos atualmente utilizados devem ser desenvolvidos, uma vez que essa filtração se caracteriza por ser uma filtração de superfície (mecanismo de

peneiramento) que não necessita de meios filtrantes de grande profundidade. O estudo não tratou da questão da retrolavagem do meio filtrante, mas alerta que a frequência requerida para a retrolavagem pode ser um fator significativo no desenvolvimento de uma tecnologia de filtração de microalgas baseada em meios filtrantes finos.

Para as granulometrias e taxas de filtração usualmente adotadas nos filtros rápidos, a não utilização de coagulante resulta em baixa eficiência de remoção. Mouchet e Bonnelye (1998), usando a filtração rápida sem adição de oxidantes ou coagulantes, obtiveram redução de microalgas na faixa de 10% a 80%, dependendo das espécies, com uma média em torno de 50% (variando de acordo com a granulometria do meio filtrante e da taxa de filtração).

#### 4.2.2.3. Remoção de cianotoxinas dissolvida no tratamento de água para abastecimento

Como foi visto anteriormente, os processos que envolvem coagulação, quando otimizados e associados a processos de separação sólido-líquido e/ou à pré-oxidação, podem remover de forma eficaz as células de cianobactérias. Entretanto, de acordo com Hart *et al.* (1998) vários estudos têm mostrado que os processos convencionais de tratamento (coagulação/floculação, sedimentação e filtração) não são efetivos na remoção da fração dissolvida das cianotoxinas.

Falconer *et al.* (1989), por meio de bioensaios em camundongos, encontraram redução de toxicidade de apenas 20% ao coagular, com sulfato de alumínio, uma água rica em neurotoxinas oriundas de uma floração de *Anabaena circinalis*, mesmo utilizando doses elevadas do coagulante (120mg/L). A adição de diferentes polieletrólitos como auxiliar de floculação não resultou em melhora na redução da toxicidade da neurotoxina. Baixas remoções de anatoxina-a também foram reportadas por Keijola *et al.* (1988) em experimentos envolvendo a coagulação seguida de filtração e cloração. Para altas concentrações de toxinas (~ 200µg/L) o uso do cloreto férrico como coagulante se mostrou mais eficaz que o sulfato de alumínio, porém para uma concentração de toxinas cerca de dez vezes menor, os dois coagulantes praticamente não apresentaram remoção.

Himberg *et al.* (1989), baseados em resultados de experimentos em escala de laboratório, relatam que o tratamento envolvendo a coagulação/floculação, filtração rápida e cloração também não foi capaz de promover a remoção significativa de hepatotoxinas oriundas de espécies tóxicas de *Microcystis* e *Oscillatoria*. Os autores destacam, ainda, que em alguns experimentos a seqüência de tratamento apresentou remoção de toxina igual a zero ou negativa, sugerindo que toxinas podem ser liberadas durante a coagulação/floculação.

Confirmando as observações anteriores, Hart *et al.* (1998) relatam que, em experimentos conduzidos no Water Research Centre (WRC), Inglaterra, a coagulação com sulfato de alumínio reduziu significativamente a concentração total de microcistina LR (hepatotoxina). Entretanto, a remoção se deu em função da remoção de células e não como resultado da remoção da microcistina extracelular. Dos dados obtidos, a fração dissolvida (ou extracelular) permaneceu praticamente constante para a faixa de dosagem testada (0mg a 7mg Al/L). Hart *et al.* (1998) ressaltam que, nos experimentos realizados, não houve evidências que sugerissem que o tratamento convencional provocou a lise das células e liberação da toxina intracelular.

Esse aspecto é discutido por Hrudey *et al.* (1999) em uma revisão sobre trabalhos que avaliaram a ocorrência lise das células de cianobactérias quando submetidas à coagulação-floculação. De acordo com esses autores, a literatura apresenta resultados contraditórios sobre a questão, porém os estudos mais recentes apontam na direção de que, para as dosagens usualmente adotadas nos tratamentos convencionais, as células de cianobactérias, mais especificamente *Microcystis*, não são danificadas no processo de coagulação-floculação. Ao mesmo tempo, observa-se que no lodo produzido nos processos de separação, ocorre inicialmente a liberação de toxinas e, posteriormente, a redução das mesmas. Em trabalho citado por Hrudey *et al.* (1999), após dois dias, toda a toxina das células de *Microcystis aeruginosa* presentes em um lodo coletado numa instalação piloto de tratamento havia sido liberada para o líquido. Após cinco dias, 80% de redução das toxinas foi observada, e, após 13 dias, a remoção de toxinas foi total. Essa observação tem implicações práticas no que tange ao tempo de acumulação do lodo nos decantadores e nos adensadores de lodo, particularmente quando a água clarificada nessas unidades é retornada ao processo de tratamento.

A baixa eficiência observada nos processos convencionais de tratamento (coagulação-floculação, sedimentação e filtração) pode ser extrapolada para a flotação por ar dissolvido (FAD). É pouco provável que o uso da flotação por ar dissolvido, após a coagulação-floculação, seja mais eficiente que a sedimentação na remoção de toxinas extracelulares; entretanto, como a escuma formada é mais rapidamente removida que o lodo sedimentado, isso pode ter implicações

positivas em relação à possibilidade de danos nas células de cianobactérias presentes no lodo e a liberação das toxinas para a água. Não foi encontrada na literatura consultada nenhuma menção a estudos sobre a eficiência da flotação na remoção de cianotoxinas dissolvidas na água.

Os trabalhos de Falconer *et al.* (1989) e de Himberg *et al.* (1989) citados anteriormente avaliam também a remoção de toxinas por carvão ativado, em pó e granular. Os resultados obtidos sugerem que o carvão ativado é capaz de remover cianotoxinas sozinho ou de forma combinada com o tratamento convencional.

Keijola *et al.* (1988), por sua vez, apresentam o carvão ativado granular como um processo de tratamento efetivo na remoção de hepatotoxinas e neurotoxinas (anatoxina-a), porém não relatam bons resultados com o carvão ativado em pó. A baixa eficiência do carvão ativado em pó verificada nesse estudo, pode estar associada à baixa concentração utilizada nos experimentos (5mg/L).

Hart *et al.* (1998) ressaltam que a efetividade do carvão ativado em pó é altamente dependente do tipo e da dosagem aplicada. Em experimentos realizados em trabalhos anteriores, os autores, para o tipo de carvão mais efetivo, encontraram que dosagens superiores a 20mg/L (dosagens similares às utilizadas por Falconer *et al.*, 1989) são necessárias para atingir remoções maiores que 85%. Ainda segundo esses autores, nas dosagens usualmente adotadas no tratamento de água (5mg/L a 20mg/L), o carvão ativado em pó provavelmente contribuirá para a remoção de toxinas, mas dificilmente promoverá a remoção completa desses compostos.

A capacidade de adsorção de oito tipos de carvão ativado em pó foi avaliada por Donati *et al.* (1994). Os resultados mostraram que o carvão de madeira foi o mais efetivo na remoção de microcistina-LR, ao passo que o carvão produzido a partir do coco foi o adsorvente menos efetivo. Segundo os autores, o estudo mostrou que a adsorção de microcistina foi dependente do volume de mesoporos e não de microporos do carvão ativado. A área superficial, o índice de iodo e o índice de fenol permitem apenas uma informação específica e não devem ser usados como um indicador geral da efetividade do material na adsorção de toxinas.

Experimentos realizados com água filtrada do rio Sena, contaminada artificialmente com microcistina LR, demonstraram que, além do tipo de carvão, a presença de matéria orgânica dissolvida na água interfere negativamente na capacidade de adsorção das cianotoxinas pelo carvão ativado em pó (Bruchet *et al.*, 1998).

A competição da matéria orgânica com as cianotoxinas também reflete na eficiência de adsorção quando o carvão ativado granular é usado na seqüência de tratamento. Bruchet *et al.* (1998) relatam que em testes conduzidos com duas águas naturais, contaminadas artificialmente com microcistina e que continham entre 5mg/L e 6,5mg/L de carbono orgânico dissolvido, a eficiência de remoção das toxinas foi de 90%, ou mais, até quando, respectivamente, 7.000 e 12.000 volumes de água/m<sup>3</sup> foram tratados. A partir desses valores, a eficiência de remoção da toxina caiu para 49% a 63%. A diminuição na eficiência foi atribuída à saturação do carvão pela matéria orgânica dissolvida presente nas águas testadas. Segundo os autores, embora a elevada remoção de toxinas apresentada pelo carvão ativado granular, a competição com a matéria orgânica dissolvida pode resultar em problemas na prática do tratamento. Se a presença de altas concentrações de cianotoxinas na água ocorrer quando o carvão ativado já estiver parcialmente saturado por outras substâncias orgânicas, o “transpasse” de concentrações significativas de toxinas poderá ocorrer.

Os resultados obtidos por Hart *et al.* (1998) confirmam a efetividade do carvão ativado granular na remoção da microcistina-LR e também da anatoxina-a. A partir dos dados experimentais e da utilização de modelos matemáticos, os autores sugerem que o carvão ativado granular biologicamente ativo é capaz de remover completamente as toxinas em tempos de contato mais baixos. Se o mecanismo de remoção do carvão for unicamente a adsorção, tempos de contato superiores a 30 minutos serão necessários para a remoção de toxinas nas concentrações associadas às florações de cianobactérias. Hruday *et al.* (1999) ressaltam que os resultados obtidos por Hart e colaboradores ainda não têm confirmação em escala real, e, portanto, contínua atenção deve ser dada ao monitoramento do efluente dos filtros de carvão ativado, de modo a evitar o “transpasse” de toxinas quando a saturação do meio granular estiver próxima.

A oxidação química vem sendo apresentada na literatura como uma técnica tão efetiva quanto o carvão ativado na remoção de cianotoxinas. Entretanto, permanece a preocupação com relação à aplicação direta de oxidantes em água bruta, ou seja, águas em que a remoção das células viáveis de cianobactérias ainda não foi realizada. Por essa razão é comum analisar-se a ação dos oxidantes sobre as cianotoxinas considerando dois estágios de tratamento, a pós-oxidação (normalmente associada à desinfecção) e a pré-oxidação.

O cloro é o desinfetante mais utilizado em todo o mundo, por essa razão vários autores dedicaram-se a avaliar a capacidade do cloro, sob diferentes formas, de oxidar as cianotoxinas.

Keijola *et al.* (1988) e Himberg *et al.* (1989) analisando a cloração dentro dos processos usuais de tratamento (convencional e filtração direta) sugerem que essa etapa não foi eficaz na remoção de toxinas. Nicholson *et al.* (1994), por sua vez, reportam que microcistinas e nodularinas foram rapidamente destruídas pelo cloro, hipoclorito de cálcio e hipoclorito de sódio, sendo que esse último exigiu dosagem superior à dos dois primeiros. O cloro e o hipoclorito de cálcio removeram 95% das toxinas com doses de 1mg/L (cloro ativo) após um tempo de contato de 30 minutos, ao passo que 5mg/L de hipoclorito de sódio foram necessários para cerca de 80% de remoção no mesmo tempo de contato. Fato importante observado pelos autores foi a significativa influência do pH na efetividade das espécies de cloro testadas. A remoção de toxinas foi bastante comprometida quando os valores de pH excediam a 8. Para uma concentração de cloro ativo de 15mg/L, a remoção de toxinas cai de 95% para valores inferiores a 80%, quando valor do pH é superior a 8, sendo que, para o hipoclorito, a remoção chegou a atingir apenas 40%, com pH igual a 10.

A demanda de cloro exercida por outros orgânicos e a influência do valor do pH, associados à baixa dosagem (0,5mg/L de cloro) utilizada por Keijola *et al.* (1988) e Himberg *et al.* (1989), podem explicar a baixa efetividade do cloro observada por esses autores.

Hart *et al.* (1998) também relatam resultados de testes de cloração de águas contendo microcistina-LR ou anatoxina-a, em concentrações na faixa de 5-10µg/L. Simulando a etapa final de desinfecção em uma seqüência de tratamento, foi utilizada uma dosagem de cloro de 1,7mg/L, que resultou em 0,7mg/L de cloro residual livre depois de 30 minutos. Como nos experimentos de Nicholson *et al.* (1994), a eficiência do cloro na redução da concentração de microcistina-LR mostrou-se muito dependente do pH e do tempo de contato. Com valores de pH igual 5, a remoção foi superior a 93% em 30 minutos de tempo de contato. Com o valor de pH em torno de 7, a remoção atingiu 88% depois de 22 horas de contato. Quando o valor de pH adotado foi de 9, a remoção da toxina foi inferior a 40%, mesmo após 22 horas. Nenhuma remoção de anatoxina-a foi obtida com o uso do cloro.

Segundo Hrudey *et al.* (1999), a cloração com valores de pH suficientemente baixos para garantir máxima eficiência de remoção de toxinas pode não ser viável na prática. Entretanto, mesmo com os valores de pH usualmente adotados na prática, é provável que a microcistina seja degradada, se maiores tempos de contato forem adotados e concentrações apropriadas de cloro residual livre sejam garantidas. Ainda de acordo com Hrudey *et al.* (1999), estudos australianos recentes (não publicados) mostraram que remoção de cilindrospermopsina pode ser conseguida com dosagens de cloro de 1mg/L a 2mg/L em valores de pH entre 6 e 7,5 e cloro residual livre de 0,5mg/L.

O uso de cloroaminas e de dióxido de cloro não se mostraram eficazes na remoção de cianotoxinas (Nicholson *et al.*, 1994; Hart *et al.*, 1998).

A pré-cloração também tem sido utilizada na destruição de microcistinas intracelulares (Hrudey *et al.*, 1999). Hart *et al.* (1998) reportam que efetiva remoção de microcistina intra e extracelular foi possível com dosagens de cloro superiores a 2mg/L. Entretanto, os próprios autores ressaltam que em seus experimentos a concentração total de toxinas na água era baixa, cerca de 2µg/L. Por outro lado, Lam *et al.* (1995) relatam que a cloração de água contendo elevada concentração de células viáveis de *Microcystis aeruginosa* provocou a imediata liberação da microcistina intracelular para o meio líquido. A microcistina-LR liberada só foi totalmente oxidada após quatro dias de tempo de contato, apesar de uma elevada dosagem de hipoclorito de sódio (44mg/L) ter sido utilizada no experimento. Esses resultados indicam que o uso da pré-cloração, e da pré-oxidação em geral, ainda é um aspecto crítico no tratamento de água com elevadas concentrações de cianobactérias tóxicas.

Segundo vários autores (Keijola *et al.*, 1988; Himberg *et al.*, 1989; Hart *et al.*, 1998; entre outros) o processo de oxidação consistentemente mais eficaz na destruição de microcistinas, tanto intra quanto extracelular, é a ozonização. Esse processo pode levar rapidamente à completa destruição da microcistina, da nodularina e da anatoxina-a. Trabalhando com água tratada contaminada com toxinas dissolvidas, Hart *et al.* (1998) relatam que tanto a microcistina-LR quanto a anatoxina-a, não foram detectadas após a ozonização com dosagem de 2mg/L.

Os resultados apresentados por Hart *et al.* (1998), em relação a aplicação da ozonização em águas brutas (pré-ozonização) ricas em cianobactérias, ao mesmo tempo em que ressaltam a grande efetividade do ozônio na remoção de toxinas, destacam a importância do controle da dosagem desse oxidante. Com dosagens baixas, até 0,6mg/L, o ozônio teve pequeno efeito sobre a degradação da microcistina intracelular e extracelular. Provavelmente, nesse intervalo, o ozônio degradou outras substâncias orgânicas presentes na água. Somente depois que a demanda exercida por outros orgânicos foi satisfeita, o ozônio mostrou efeito sobre a microcistina-LR. Entretanto, no intervalo entre 0,6mg/L e 1,3mg/L, esse efeito foi negativo e consistiu quase que inteiramente na lise das células, fazendo com que a microcistina extracelular na água aumentasse significativamente. Somente com a adição de 2mg/L de ozônio a toxina extracelular foi oxidada.

Esses resultados revelam a importância crucial da utilização de dosagens de ozônio suficientemente altas, bem como a necessidade do monitoramento cuidadoso do desempenho da pré-ozonização, particularmente com concentrações variáveis de matéria orgânica na água bruta como ocorre durante as florações de cianobactérias. Rositano e Nicholson (1994, *apud* Yoo *et al.*, 1995) relatam que dosagens de ozônio superiores a 1mg/L foram necessárias para promover a completa oxidação de microcistina-LR em uma água contendo 8,5mg/L de carbono orgânico dissolvido.

As dosagens necessárias de ozônio podem também ser influenciadas pelo tipo de toxina presente na água. Hrudehy *et al.* (1999) reportam que trabalhos australianos recentes mostraram que a dosagem de ozônio necessária para se conseguir a remoção de um grupo de saxitoxinas, com concentrações na faixa de 10-100µg/L, era inferior à quantidade de ozônio demandada pela água. Outros estudos, também realizados na Austrália, mostraram que o ozônio é eficaz na remoção de cilindrospermopsina.

Finalmente, Hart *et al.* (1998) reportam que a radiação ultravioleta e o peróxido de hidrogênio não são efetivos na remoção de toxinas, ao passo que o permanganato de potássio apresenta grande potencial na remoção de toxinas dissolvidas.

Em relação aos oxidantes de forma geral, é importante destacar que a seleção do ponto de aplicação (pré ou pós-oxidação) tem impactos sobre a efetividade de remoção de toxinas intra e extracelular. A pré-oxidação pode causar a lise celular, liberando as toxinas para água. O uso de oxidantes antes da remoção das células sadias deve ser analisado com muita precaução.

Atenção especial deve ser dada aos resultados obtidos por Keijola *et al.* (1988) a partir de experimentos com filtração lenta. Nesses experimentos, foi observada remoção substancial tanto de hepatotoxina produzidas pela *M. aeruginosa* como de neurotoxina produzida pela *A. flos-aquae*. Atribui-se a efetividade da filtração lenta à ação biológica desse tipo de filtro. Hrudehy *et al.* (1999) destacam que estudos realizados na Austrália envolvendo a pré-filtração em pedregulho e a filtração lenta mostraram que a remoção de *M. aeruginosa* e *Oscillatoria* se deu por meios físicos e biológicos. Esses resultados são consistentes com as observações de Hart *et al.* (1998) sobre os benefícios da atividade biológica na eficiência do carvão ativado granular.

### 4.3. Considerações finais

Como mencionado no início deste capítulo, os processos e seqüências de tratamento, quando se referem à remoção de microalgas, cianobactérias e cianotoxinas, devem ser avaliados sob a perspectiva de remoção das células viáveis, do impacto sobre a integridade das células e da remoção dos subprodutos extracelulares dissolvidos, incluindo as toxinas. Dentro desse enfoque, é apresentado, a seguir, um resumo dos aspectos mais relevantes identificados na literatura técnica.

No que tange às células viáveis, o que se observa é que, de um modo geral, as seqüências de tratamento que envolvem a coagulação química podem apresentar elevadas eficiências de remoção. A eficiência obtida em cada seqüência de tratamento é altamente influenciada pela condições de coagulação e floculação, sendo de grande importância que essa etapa seja otimizada na fase de projeto (condições de mistura rápida e lenta, pH, tipo e dosagem de coagulante) e acompanhada de forma sistemática durante a operação da estação de tratamento. A coagulação é, por sua vez, influenciada pelas características dos gêneros e espécies de microalgas e cianobactérias presentes na água bruta, além de outros parâmetros de qualidade da água.

Em relação aos processos de separação sólido-líquido que se seguem ao processo de coagulação-floculação, a literatura sugere que a aplicabilidade dos processos de flotação por ar dissolvido e de sedimentação variam caso a caso, e que a seleção do processo mais apropriado é também influenciado pelas espécies presentes e demais características de qualidade da água, particularmente a turbidez. Em qualquer das duas opções, a garantia das condições ótimas de coagulação e floculação podem levar a eficiências de remoção superiores a 90%.

Os estudos mais recentes sugerem que a ação dos coagulantes metálicos sobre as células viáveis de *Microcystis*, nas dosagens usualmente adotadas no tratamento de água, não provoca danos nas paredes celulares (lise) durante as etapas de coagulação e floculação, minimizando a possibilidade de liberação de cianotoxinas nessas etapas do tratamento. Entretanto, permanece a dúvida quanto aos efeitos de longo prazo dos coagulantes sobre as células viáveis, situação que pode ocorrer nos poços de lodo dos decantadores. Nesse aspecto em particular, a flotação pode oferecer vantagens sobre a sedimentação, uma vez que, na flotação, a remoção do material separado (lodo ou escuma) é realizada de forma contínua.

A filtração direta de águas sujeitas à floração de microalgas e cianobactérias pode ser eficiente quanto ao aspecto da remoção de células viáveis (é importante lembrar que a eficiência da filtração direta, em qualquer situação, é altamente dependente da condição ótima de coagulação-floculação). Entretanto, a curta duração das carreiras de filtração pode inviabilizar esse tipo de tratamento. De acordo com os trabalhos analisados, a adoção de uma etapa de pré-floculação ou o uso da pré-oxidação podem resultar em aumento da duração da carreira de filtração nos filtros diretos.

A pré-oxidação de águas com floração de cianobactérias é um assunto polêmico. Pois, se por um lado reconhece-se os efeitos benéficos da pré-oxidação sobre a efetividade da filtração direta e também da flotação por ar dissolvido, por outro, verifica-se o risco de liberação das cianotoxinas, e, no caso do uso da pré-cloração, formação de subprodutos potencialmente cancerígenos.

Para garantir que a cianotoxina liberada das células danificadas pela ação do agente oxidante, seja ele cloro livre, permanganato ou ozônio, seja posteriormente oxidada, faz-se necessário um controle rigoroso da dosagem de oxidante e do tempo de contato, levando em consideração, inclusive, a competição pelo oxidante existente entre as cianotoxinas e outras substâncias orgânicas presentes nas águas eutrofizadas. Esse controle operacional não é simples, sendo particularmente difícil durante a ocorrência de floração, quando a densidade de cianobactérias presentes na água bruta pode variar significativamente em curtos períodos de tempo. Assim, a utilização da pré-oxidação deve ser precedida de uma reflexão aprofundada sobre os prós e os contras.

No que diz respeito às cianotoxinas propriamente ditas (também referenciada como cianotoxina dissolvida ou cianotoxina extracelular), o que se observa, a partir dos dados levantados na literatura técnica, é que os processos que envolvem a coagulação química não são capazes de efetivamente removerem esses compostos. Isso porque os coagulantes não são eficazes na desestabilização e precipitação das cianotoxinas, não sendo possível a separação das mesmas nos processos de separação sólido-líquido que se seguem.

Assim, pode-se concluir que a seqüência convencional de tratamento, que consiste na coagulação, floculação, sedimentação e filtração rápida, não é eficaz na remoção de cianotoxinas. Similarmente, a adoção de uma etapa de flotação no lugar da sedimentação pode acarretar a melhora da eficiência de remoção de microalgas e cianobactérias, porém não deve ter efeito positivo na remoção de toxinas dissolvidas.

Dois processos são considerados efetivos na remoção de cianotoxinas: a adsorção em carvão ativado e a pós-oxidação, ou seja, a oxidação realizada após a remoção das células viáveis de cianobactérias.

No caso do carvão ativado adotado ser o carvão ativado em pó (CAP), faz-se necessário identificar, por meio de testes piloto ou de laboratório, o tipo de carvão mais efetivo para adsorção da cianotoxina presente na água, e a dosagem apropriada. Essa dosagem pode ser significativamente superior às usualmente adotadas para remoção de sabor e odor, e deve ser determinada levando-se em conta a presença de outros compostos orgânicos na água. No caso do carvão ativado granular (CAG), além do tipo de carvão e da competição com outros compostos orgânicos, deve-se observar atentamente o nível de saturação do carvão quando da ocorrência da floração. A literatura relata que se a presença de toxinas na água bruta ocorrer quando o carvão já estiver parcialmente saturado por outras substâncias orgânicas, concentrações significativas de cianotoxinas poderão estar presentes na água efluente do filtro de carvão ativado.

A pós-ozonização pode apresentar eficiências de remoção de toxinas muito elevadas, chegando à completa destruição desses compostos. A dosagem necessária dependerá da concentração e tipo de cianotoxina e da presença de outros compostos orgânicos. Quanto à pós-cloração, os resultados apresentados na literatura sugerem que esse processo é altamente dependente do pH, da concentração de cloro livre e do tempo de contato. Para águas em que a remoção de células viáveis ocorreu de forma efetiva e sem liberação de cianotoxina intracelular, essa alternativa deve ser analisada, porém com base em estudos experimentais nos quais a dosagem, tempo de contato e, principalmente, o pH sejam otimizados. Importante lembrar que a oxidação com cloroaminas, com peróxido de hidrogênio e com radiação ultravioleta não se mostrou efetiva na remoção de cianotoxinas.

No campo do tratamento sem coagulação química, os poucos estudos realizados sugerem que filtração lenta, particularmente dentro da seqüência de filtração em múltiplas etapas, é uma opção promissora no que tange à remoção tanto de células viáveis de cianobactérias como de cianotoxinas. Entretanto é evidente a necessidade de estudos aprofundados nesse tema.

Dos pontos levantados, verifica-se que a questão de remoção de cianobactérias e cianotoxinas é complexa. Os processos de tratamento mais comumente utilizados no Brasil, na sua vasta maioria baseados em seqüência de tratamento

envolvendo a coagulação química, com particular predominância do tratamento convencional, não são eficientes na remoção de cianotoxinas, e para serem eficientes na remoção de células viáveis de cianobactérias necessitam de bom controle operacional. Os processos mais efetivos para remoção de cianotoxinas não são comuns na maioria dos municípios brasileiros e são também bastante exigentes com relação ao controle operacional.

Dessa forma, fica clara a necessidade de melhoria nos projetos e na operação de estações de tratamento de água, mas, ao mesmo tempo, verifica-se o papel preponderante e fundamental das ações preventivas para evitar-se a ocorrência de florações de cianobactérias tóxicas.

## 5. Monitoramento e manejo de cianobactérias em mananciais de abastecimento público

### 5.1. Prevenção de florações de cianobactérias

A prevenção de florações de cianobactérias é a abordagem mais racional a ser adotada pelos responsáveis pelo uso de um manancial, se desejar-se evitar os problemas potenciais de toxicidade e de gosto e odor na água, causados por essas florações.

Infelizmente nenhuma técnica de prevenção é simples e antes de qualquer opção ser selecionada é necessário considerar-se as informações já disponíveis sobre as variáveis físicas, químicas e biológicas do ambiente aquático. Os dados requeridos variam com o tipo de corpo d'água e da bacia hidrográfica. Por exemplo: se o corpo d'água é um rio, as práticas de uso da terra e os tipos de descarga de esgoto na bacia de drenagem irão influenciar as concentrações de nutrientes que estimulam as florações de cianobactérias. Se o corpo d'água usado para abastecimento é um reservatório, vários fatores vão predispor a ocorrência de florações, incluindo o número dos afluentes, o uso da terra na bacia de drenagem, a profundidade do reservatório, a existência ou não de estratificação térmica e o tempo de residência da água.

De acordo com Yoo *et al.* (1995) e Chorus e Bartram (1999) os métodos de prevenção de florações de cianobactérias incluem técnicas como: 1) manejo da bacia hidrográfica, para minimizar a entrada de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo; 2) tratamento da água represada com técnicas de aeração e/ou inativação dos nutrientes dissolvidos, para criar condições de menor disponibilidade desses nutrientes para a população de cianobactérias; 3) controle biológico como a biomanipulação, que modifica a estrutura da comunidade aquática de alguma maneira.

Como a carga de nutrientes é a principal causa para a formação de florações de cianobactérias e o objetivo central de qualquer programa para prevenção de eutrofização é a redução da carga de nutrientes no ecossistema aquático, discutiremos com um pouco mais de detalhe os efeitos dos nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo. Para maiores informações sobre as demais técnicas para prevenção de florações recomendamos a leitura de Yoo *et al.* (1995), Reynolds (1997) e Chorus e Bartram (1999), entre outros.

O conceito de capacidade de suporte (“carrying capacity”) dos recursos de um ecossistema para manter uma dada população tem se mostrado bastante útil no controle do tamanho da população. Aplicando este conceito para o crescimento de cianobactérias, têm-se as seguintes questões chaves:

- Quanto de biomassa de cianobactérias pode ser mantida pela quantidade de nitrogênio disponível?
- Quanto de biomassa de cianobactérias pode ser mantida pela quantidade de fósforo disponível?

**Nitrogênio:** o nitrogênio pode entrar nos ecossistemas aquáticos por lixiviação, por escoamento superficial e por entrada de esgotos sem tratamento ou com tratamento biológico que não inclua nitrificação e desnitrificação. O fitoplâncton pode absorver o nitrogênio inorgânico na forma de nitrato, nitrito ou amônia.

Em algumas regiões continentais áridas o nitrogênio pode ser o principal fator limitante para o crescimento fitoplanctônico. Entretanto, a relevância do nitrogênio para limitação do crescimento de cianobactérias é sempre discutível porque vários gêneros desses microorganismos são capazes de compensar a deficiência de N por fixação biológica do nitrogênio atmosférico. Portanto, a deficiência de nitrogênio inorgânico pode permitir a dominância de algumas espécies de cianobactérias, por exemplo dos gêneros *Anabaena*, *Aphanizomenon* e *Cylindrospermopsis*. Porém, essas espécies podem também ocorrer em condições de altas concentrações de nitrogênio inorgânico (Reynolds, 1997).

**Fósforo:** assim como o nitrogênio, o fósforo entra nos ecossistemas aquáticos por meio do lançamento de esgoto sem tratamento ou com tratamento inadequado para remoção de nutrientes. Além disso, como o fósforo é biologicamente disponível na forma de fosfato ( $\text{PO}_4^-$ ), a principal via de entrada nos corpos d'água de áreas agrícolas pode ser o escoamento superficial e a erosão do solo.

O controle de fontes pontuais de nutrientes é mais facilmente implementado que o controle de fontes difusas. A liberação de fósforo pelo sedimento de lagos e reservatórios freqüentemente cria um problema adicional, mesmo quando a carga externa já tenha sido bastante reduzida.

As cianobactérias, assim como vários outros organismos fitoplanctônicos, têm mecanismos para armazenamento intracelular de fósforo. Isto permite o acúmulo de fosfato suficiente para 3-4 divisões celulares e, como consequência, uma célula pode se multiplicar em 8-16 células sem requerer nova absorção de fosfato. Portanto, a biomassa pode aumentar 10 vezes ou mais, mesmo quando o fosfato dissolvido já tenha sido completamente exaurido no meio externo. Por essa razão a biomassa de cianobactérias, que pode ser produzida a partir do crescimento de uma biomassa já existente, não pode ser prevista apenas pelas concentrações de fosfato dissolvido.

Historicamente, a concentração do fosfato solúvel reativo ou ortofosfato tem sido determinada e relacionada com o crescimento do fitoplâncton, porque esta fração do fósforo total está diretamente disponível para ser absorvida. Entretanto, já foi demonstrado que a reciclagem das moléculas de fosfato dentro da comunidade fitoplanctônica é extremamente rápida (de 5 a 100 minutos) e que o fosfato liberado pela degradação de substâncias orgânicas é reabsorvido por bactérias e algas mais rapidamente que a nossa capacidade analítica em detectá-lo (Wetzel, 1983 – *apud* Chorus e Bartram, 1999).

Portanto, se o fosfato solúvel reativo for encontrado acima dos limites de detecção isto significa que há disponibilidade de fosfato maior que a requerida pela comunidade fitoplanctônica. A única informação importante desta determinação é que o crescimento fitoplanctônico está limitado por outro fator diferente do fosfato. O limite máximo de biomassa que as cianobactérias, ou outro grupo fitoplanctônico, podem alcançar em um dado corpo d'água é, portanto, freqüentemente determinado pela quantidade de fosfato intracelular e o total de fósforo na forma de fosfato é a variável que precisa ser conhecida para o manejo dessa biomassa.

Isto não é equivalente ao fósforo total, que inclui as formas minerais que não são biologicamente absorvíveis (apatita, por exemplo). Mas, por uma questão de simplificação, o termo fósforo total tem sido bastante utilizado para representar o total de fósforo na forma de fosfato (Chorus e Bartram, 1999).

Vários modelos já foram propostos para a previsibilidade da densidade fitoplanctônica, a partir da concentração de fósforo total, e um dos modelos que tem sido mais utilizado foi o desenvolvido por Vollenweider e Kerebes (1982) num estudo coordenado pela Organização para Cooperação Econômica e Desenvolvimento (OECD). Neste modelo a concentração de clorofila *a* foi usada como uma medida da densidade fitoplanctônica e os resultados desse estudo indicaram que aproximadamente para cada micrograma de fósforo total (1 µg P) a média anual da biomassa de fitoplâncton corresponderia a 0,25 µg de clorofila *a*, com um máximo esperado de 1 µg de clorofila *a*.

Um estudo coordenado pelo Centro Pan-Americano de Engenharia Sanitária e Ciências Ambientais (Cepis-Opas/OMS) resultou na proposição de uma metodologia simplificada para classificação do estado trófico de lagos e reservatórios tropicais, também baseada principalmente na concentração de fósforo total. (Salas e Martino, 1989).

Entretanto, de acordo com Reynolds (1997), a relação entre carga de fósforo e concentração de clorofila *a* é específica para cada ambiente aquático, enquanto que a taxa de biomassa produzida, que pode ser representada pela concentração de clorofila, tem uma relação estequiométrica de aproximadamente 1:1, com o conteúdo de fósforo intracelular. Isto quer dizer que para um dado ambiente a carga de fósforo tem uma relação direta com a biomassa fitoplanctônica deste ambiente. Porém, os fatores controladores da disponibilidade deste elemento e a sua taxa de reciclagem em um dado ambiente são imprevisíveis. Desta forma, fica evidente que nem o máximo de clorofila nem a concentração média anual irão responder à redução externa de fósforo até que a disponibilidade deste nutriente esteja próxima da concentração limitante. Segundo Sas, (1989, *apud* Reynolds, 1997) nenhum caso de restauração de lagos por redução da carga de nutrientes tem apresentado efeito enquanto a concentração de fósforo reativo solúvel está em concentrações acima de 5 µg P/L.

A experiência acumulada durante as últimas duas décadas com restauração de ecossistemas aquáticos mostra que, para a redução de florações de cianobactérias, as concentrações de fósforo total devem ser no máximo de 30-50 µg/L (Cooke *et al.*, 1993 – *apud* Chorus e Bartram (1999)). De acordo com esses autores, em muitos corpos d'água com esses valores pode ser obtida uma redução substancial da densidade das populações de cianobactérias e fitoplâncton em geral.

Entretanto, é importante salientar que grande parte desses estudos só considera ambientes de regiões temperadas e, portanto, pouca informação se tem disponível sobre esses mecanismos em regiões tropicais e subtropicais. Fica então evidente a necessidade de estudos que comprovem se as relações observadas em regiões temperadas podem também ser verificadas em nossos ecossistemas aquáticos.

## 5.2. Proposta de níveis de alerta para monitoramento e manejo de cianobactérias em reservatórios de abastecimento público

A proposta apresentada a seguir é baseada nas informações contidas em Chorus e Bartram (1999) e está de acordo também com o proposto pela “American Water Works Association Research Foundation” (AWWA) – Cyanobacteria (Blue-green algal) toxins: A resource guide (Yoo *et al.*, 1995) e por Steffensen e Nicholson (1994). Entretanto, os valores limites foram adaptados para as condições brasileiras, baseando-se nos dados disponíveis sobre densidade de cianobactérias em vários ecossistemas aquáticos. Esses valores estão em concordância com a Portaria MS n. 1.469, de 29/12/2000, que estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano, bem como seu padrão de potabilidade.

**Nível de Vigilância:** Caracteriza-se pela detecção dos estágios iniciais do desenvolvimento de florações de cianobactérias a partir de monitoramento sistemático do manancial.

Valores indicativos: - De uma colônia ou cinco filamentos de cianobactérias por mililitro de água bruta até 10.000 células/ml ou;  
- De 0,2mm<sup>3</sup> a 1mm<sup>3</sup>/L de biovolume.

Neste estágio, sabor e odor desagradável já podem estar sendo detectados na água, entretanto, a ausência desses fatores não indica a ausência de cianobactérias tóxicas.

Em virtude do avançado estado de eutrofização da maioria de nossos mananciais, dificilmente serão encontrados valores inferiores a esses limites. Embora a Portaria MS n. 1.469/2000 estabeleça um monitoramento mensal no ponto de captação, quando o número de cianobactérias não exceder 10.000 células/mL (ou 1mm<sup>3</sup>/L de biovolume), em mananciais com histórico de ocorrência prévia de florações de cianobactérias, é recomendável uma amostragem da água bruta, para avaliação desses parâmetros, pelo menos com uma frequência quinzenal.

**Nível de alerta 1:** Caracteriza-se pela confirmação do início do estabelecimento de uma floração de cianobactérias

Valores indicativos: - De 10.000 a 20.000 células de cianobactérias por mililitro ou;  
- De 1 a 2mm<sup>3</sup>/L de biovolume.

Nessas condições, e principalmente se o número de células mostra-se aumentando em pelo menos três análises sucessivas, é recomendável que o monitoramento passe a ser realizado com uma frequência semanal.

**Nível de alerta 2:** Caracteriza-se pela confirmação do estabelecimento de uma floração de cianobactérias causando problemas na qualidade de água.

Valores indicativos: - De 20.000 a 100.000 células de cianobactérias por mililitro ou;  
- De 2 a 10mm<sup>3</sup>/L de biovolume.

Nesse estágio a floração já pode ser visível na superfície da água, caso as espécies formadoras da floração sejam aptas à flutuação. Nessas condições, principalmente se a floração é confirmada como de gêneros potencialmente tóxicos como: *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, ou *Cylindrospermopsis*, é recomendável que sejam tomadas as seguintes medidas:

1. Medidas operacionais
  - mudar a profundidade e/ou localização da tomada d'água;
  - reduzir ou inibir a entrada da floração na captação;
  - mudar para fonte alternativa de fornecimento, se disponível;
  - promover melhorias no processo de tratamento (utilização de carvão ativado, adoção de pós-oxidação, etc.).
2. Medidas de monitoramento
  - intensificar o monitoramento, minimamente, com frequência semanal de amostragem;
  - avaliar amostras adicionais para estabilizar a variabilidade;
  - coletar amostras da água bruta para testes de toxicidade por bioensaios;
  - confirmar a identificação das cianobactérias em laboratório de referência.
  - coletar amostras da água tratada para análise química de cianotoxinas, caso os testes de toxicidade tenham apresentado resultados positivos.

### 3. Medidas de prevenção de risco à saúde

- promover reunião entre o responsável pela operação do sistema e autoridades de saúde pública, para informação de riscos potenciais à saúde;
- informar outras instituições, se apropriado.

É importante observar que, de acordo com o Artigo 18, Parágrafo 5º, da Portaria MS n. 1.469/2000, sempre que o número de cianobactérias na água do manancial, no ponto de captação, exceder 20.000 células/ml (2mm<sup>3</sup>/L de biovolume), durante o monitoramento que trata o § 1º do artigo 19, será exigida a análise semanal de cianotoxinas na água na saída do tratamento e nas entradas (hidrômetros) das clínicas de hemodiálise e indústrias de injetáveis. Esta análise pode ser dispensada quando não houver comprovação de toxicidade na água bruta por meio da realização semanal de bioensaios em camundongos. Em outras palavras, se o bioensaio em camundongo revelar toxicidade ou se o responsável pelo controle da qualidade da água não tiver condições ou não desejar realizar os bioensaios em camundongos, ele obrigatoriamente deverá fazer a análise semanal de cianotoxinas na água tratada.

Caso o número de células mostre uma tendência de aumento em três coletas sucessivas, os testes de toxicidade indiquem a presença de cianotoxinas e o tratamento utilizado não seja suficiente para remoção dessas toxinas, então se deve assumir o nível de alerta 3.

**Nível de alerta 3:** Caracteriza-se pela presença de uma floração tóxica bem definida no manancial, com risco iminente para saúde da população.

Valores indicativos: - Número de células de cianobactérias maior que 100.000/ml ou;

- Biovolume >10mm<sup>3</sup>/L ou;

- Presença de cianotoxinas confirmada por análises químicas ou bioensaios de toxicidade.

Essas condições indicam um risco acentuado para a saúde pública caso o sistema de tratamento de água seja ineficiente para a remoção de cianotoxinas. Nesse caso é recomendável que sejam tomadas as seguintes medidas:

#### 1. Medidas operacionais

- implementar um fornecimento emergencial de água;
- alterar o sistema de tratamento para melhorar o processo de remoção de células e de cianotoxinas;
- monitorar semanalmente a presença de cianotoxinas na água tratada.

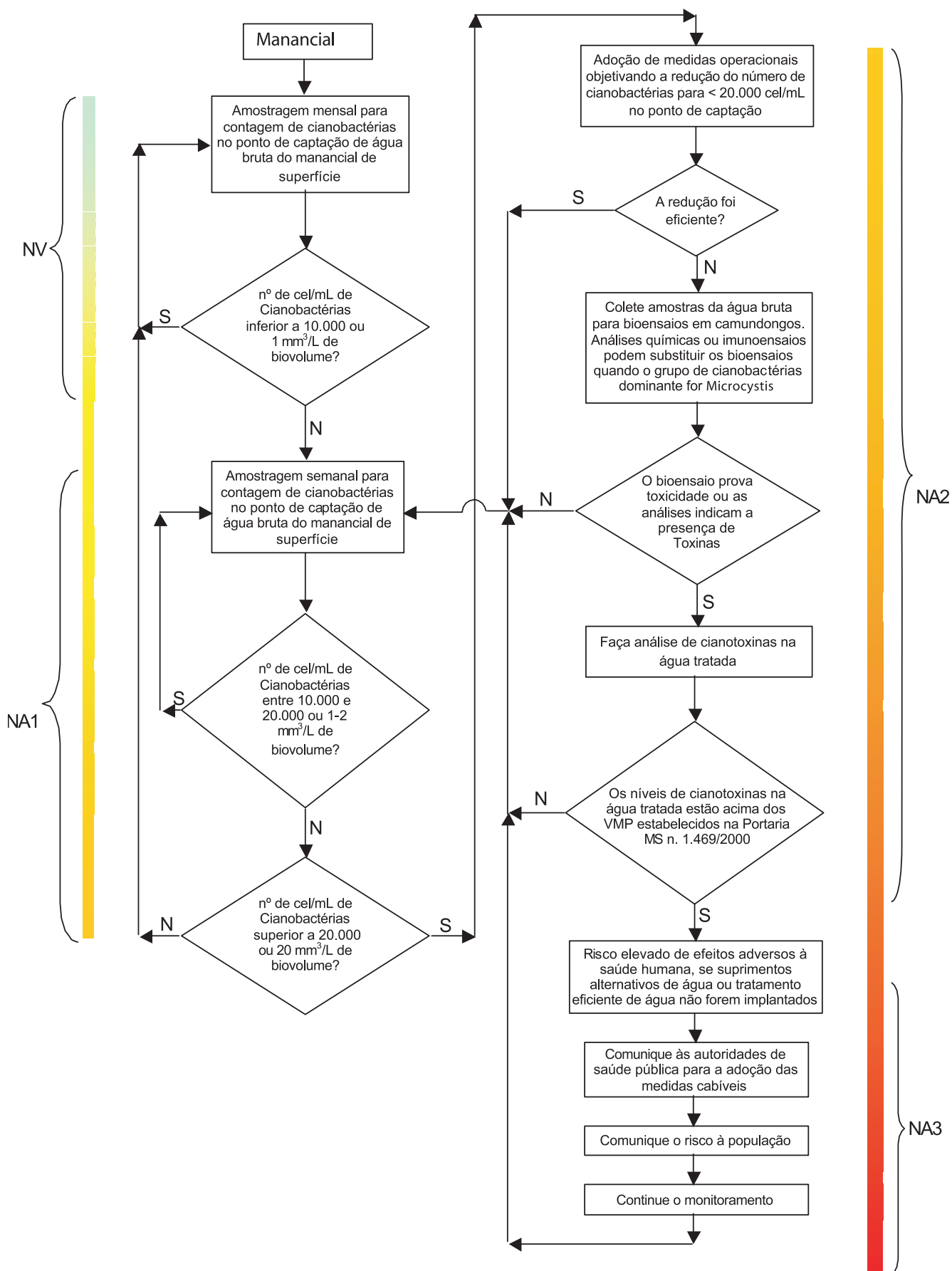
#### 2. Medidas de Monitoramento

- manter o monitoramento de células de cianobactérias pelo menos duas a três vezes por semana.

#### 3. Medidas de prevenção de risco à saúde

- promover reunião com o responsável pela operação do sistema e autoridades de saúde pública para declarar a água imprópria para consumo humano;
- informar ao público.

# Fluxograma do Monitoramento de Cianobactérias em sistemas de abastecimento de água potável





## Referências bibliográficas

- Azevedo SMFO. Toxic cyanobacteria and the Caruaru tragedy. In: IV Simpósio da Sociedade Brasileira de Toxicologia - Livro de Resumos; 1996. p.84.
- Azevedo SMFO, Evans WR, Carmichael WW, Namikoshi M. First report of microcystins from a Brazilian isolate of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Journal of Applied Phycology* 1994; 6:261-5.
- Babcock DB, Singer PC. Chlorination and coagulation of humic and fulvic acids. *Journal of the American Water Works Association* 1979; 71(3):149.
- Banker R, Carmeli S, Hadas O, Teltsch B, Porat R, Sukenik A. Identification of cylindrospermopsin in the cyanobacterium *Aphanizomenon ovalisporum* (Cyanophyceae) isolated from Lake Kinneret, Israel. *Journal Phycology* 1997; 33:613-6.
- Benhardt H, Clasen J. Flocculation of microorganisms. *Journal Water SRT—Aqua* 1991; 40(2):76-86.
- Benhardt H, Clasen J. Investigations in to the flocculation mechanisms of small algal cells. *Journal Water SRT—Aqua* 1994; 43(5):222-32.
- Bobeda CRR. Isolamento, purificação e caracterização de microcistinas (hepta-peptídeos tóxicos) encontrados em uma floração de Cianobactérias ocorrida no Reservatório do Funil (Resende, RJ) [dissertação]. Rio de Janeiro (RJ): UFRJ; 1993.
- Bouvy M, Molica R, Oliveira S, Marinho M, Beker B. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. *Aquatic Microbial Ecology* 1999; 20:285-97.
- Branco SM. *Hidrobiologia aplicada à Engenharia Sanitária*. 2ª ed. São Paulo: CETESB; 1978.
- Branco CWC, Senna PA. Factors influencing the development of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Microcystis aeruginosa* in the Paranoá Reservoir, Brasília, Brazil. *Algological Studies* 1994; 75:85-96.
- Brandão CCS, Lacerda MRS, Abreu MC. Influência do tempo de floculação na filtração direta de águas com baixa turbidez e teor elevado de algas. In: Anais do VII Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental; 1996; Lisboa, Portugal.
- Brandão CCS, Wiecheteck GK, Mello OMT, Di Bernardo L, Galvis G, Veras LRV. Remoção de algas por filtração em múltiplas etapas. In: Anais do VIII Simpósio Luso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental; 1998; João Pessoa, Brasil.
- Brandão CCS, Mello OMT, Wiecheteck GK, Souza Junior WA, Nascimento CTC, Di Bernardo L. Pré-filtração em pedregulho aplicada ao tratamento de águas com elevados teores de algas - Influência da granulometria e da taxa de filtração. In: Anais do 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental; 1999.
- Bruchet A, Bernazeau F, Baudin I, Pieronne P. Algal toxins in surface waters: analysis and treatment. *Water Supply* 1998; 16(1/2):619-23.
- Carmichael WW. Cyanobacteria secondary metabolites – The Cyanotoxins. *Journal of Applied Bacteriology* 1992; 72:445-59.
- Carmichael WW. The toxins of Cyanobacteria. *Scientific American* 1994; 270(1):78-86.
- Carmichael WW, Gorham PR. The mosaic nature of toxic blooms of cyanobacteria. In: *The Water Environment – Algal Toxins and Health*. New York: Plenum Press, 1981.
- Carmichael WW, Beasley VR, Bunner DL, Eloff JN, Halconer IR, Gorham IR, Harada KI, Yu MJ, Krishnamurthy T, Moore RE, Rinehart KL, Runnegar MTC, Skulberg OM, Watanabe M. Naming of cyclic heptapeptide toxins of cyanobacteria (blue-green algae). *Toxicon* 1988; 26:971-3.
- Carmichael WW, Mahmood NA, Hyde EG. Natural toxins from cyanobacteria (bluegreen algae). In: Hall S, Strichartz G, editors. *Marine toxins: origin, structure, and molecular pharmacology*. Washington, D.C.; American Chemical Society; 1990. p.87-106.

- Carmichael WW, An JS, Azevedo SMFO, Lau S, Rinehart KL, Jochimsen EM, Holmes CEM, Silva JB. Analysis for microcystins involved in outbreak of liver failure and death of humans at a hemodialysis center in Caruaru, Pernambuco, Brazil. In: IV Simpósio da Sociedade Brasileira de Toxinologia; 1996.
- Carmichael WW, Azevedo SMFO, An JS, Molica RJR, Jochimsen EM, Lau S, Rinehart KI, Shaw GR, Eaglesham G.K. Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins. *Environmental Health Perspectives* 2001; 109 (7). In Press.
- Chorus I, Bartram J, editors. *Toxic Cyanobacteria in Water. A Guide to their public health consequences, monitoring and management*. London: E&FN Spon; 1999.
- Chorus I, Mur L. Preventive Measures. In: Chorus I, Bartram J, editors. *Toxic Cyanobacteria in Water*. London: E&FN Spon; 1999.
- Cleasby JL. Source water quality and pretreatment options for slow sand filters. In: Logsdon GS, editor. *Slow Sand Filtration*. ASCE; 1991.
- Conte SM, Rabelo IMM, Giordani AT, Dewes W. Ocorrência de *Cylindrospermopsis raciborskii* nas bacias hidrográficas dos rios dos Sinos e Caí, RS-Brasil. In: *Anais do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental*; 2000; Porto Alegre, Brasil.
- Costa SM, Azevedo SMFO. Implantação de um Banco de Culturas de Cianofíceas Tóxicas. *Iheringia Série Botânica* 1994; 45:69-74.
- Di Bernardo L. *Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento*. Rio de Janeiro: ABES; 1995.
- Domingos P, Rubim TK, Molica RJR, Azevedo, SMFO, Carmichael WW. First Report of Microcystin Production by Picoplanktonic Cyanobacteria Isolated from a Northeast Brazilian Drinking Water Supply. *Environmental Toxicology* 1999; 14:31-5.
- Donati C, Drikas M, Hayes R, Newcombe G. Mycrocystin-LR adsorption by powdered activated carbon. *Water Research* 1994; 28(8):1735-42.
- Edzwald JK. Algae, bubbles, coagulants and dissolved air flotation. *Water Science and Technology* 1993; 27(10):67-81.
- Edzwald JK, Wingler BJ. Chemical and physical aspects of dissolved air flotation for the removal of algae. *Journal Water SRT-Aqua* 1990; 39(1):24-35.
- Erikson JE, Gronberg L, Nygard S, Slotte JP, Meriluoto JAO. Hepatocellular uptake of 3H-dihydromicrocystin-LR a cyclic peptide toxin. *Biochim Biophys Acta* 1990; 1025:60.
- Falconer IR. Tumor promotion and liver injury caused by oral consumption of cyanobacteria. *Environmental Toxicology and Water Quality Journal* 1991; 6:177-84.
- Falconer IR. Health implications of Cyanobacterial (blue-green algae) toxins. In: Steffensen DA, Nicholson BC, editors. *Toxic Cyanobacteria Current Status of Research and Management - Proceedings of an International Workshop*. Adelaide; 1994.
- Falconer IR. Algal toxins and human health. In: Hrubec J, editor. *The handbook of Environmental Chemistry - Vol.5 - Part C - Quality and Treatment of Drinking Water II*. Springer-Verlag. Berlin; 1998. p.53-82.
- Falconer IR, Runnegar MTC, Buckley T, Huyn VL, Bradshaw P. Using activated carbon to remove toxicity from drinking water containing Cyanobacterial blooms. *Journal of The American Water Works Association* 1989; 81(2):102-5.
- Falconer IR, Burch MD, Steffensen DA, Choice M, Coverdale OR. Toxicity of the blue-green alga (cyanobacterium) *Microcystis aeruginosa* water to growing pigs, as an animal model for human injury and risk assessment. *Environmental Toxicology and Water Quality Journal* 1994; 9:131-9.
- Falconer IR, Bartram J, Chorus I, Kuiper-Goodman T, Utkilen H, Burch M, Cood G.A. Safe levels and safe practices. In: Chorus I, Bartram J, editors. *Toxic Cyanobacteria in Water*. London: E&FN Spon; 1999.
- Fawell JK, James CP, James HA. *Toxins from blue-green algae: Toxicological assessment of microcystin-LR and a method for its determination in water*. Medmenham: Water Research Centre; 1994.
- Fitzgerald DJ, Cunliffe DA, Burch MD. Development of health alerts for cyanobacteria and related toxins in drinking water in South Australia. *Environmental Toxicology* 1999; 14(1):203-7.
- Fujiki H. Is the inhibition of Protein Phosphatase 1 and 2A activities a general mechanism of tumor promotion in human cancer development? *Molecular Carcinogenesis* 1992; 5:91-4.

- Gehr R, Swartz C, Offringa O. Removal of trihalomethane precursors from eutrophic water by dissolved air flotation. *Water Research* 1993; 27(1):41-9.
- Graham NJD, Wardlaw VE, Perry R, Jiang JQ. The significance of algae as trihalomethane precursors. *Water Science & Technology* 1998, 37(2):83-9.
- Haarhoff J, Cleasby JL. Direct filtration of *Chlorella* with cationic polymer. *Journal of Environmental Engineering* 1989; 115(2):348-66.
- Haarhoff J, Cleasby JL. Biological and physical mechanisms in slow sand filtration. In: Logsdon GS, editor. *Slow Sand Filtration*. ASCE; 1991.
- Harada KI, Ogawa K, Matsuura K, Murata H, Suzuki M, Watanabe MF, Itezono Y, Nakayama N. Structural determination of geometrical-isomers of microcystins LR and RR from cyanobacteria by two-dimensional NMR spectroscopic techniques. *Chemical Research Toxicology* 1990; 3:473-81.
- Harada KI, Ohtani I, Iwamoto K, Suzuki M, Watanabe MF, Terao K. Isolation of cylindrospermopsin from cyanobacterium *Umezakia natans* and its screening method. *Toxicon* 1994; 32:73.
- Harada KI, Tsuji K, Watanabe MF. Stability of microcystins from cyanobacteria. III. Effect of pH and temperature. *Phycologia* 1996; 35(6):83-8.
- Hart J, Fawell JK, Croll B. The fate of both intra- and extracellular toxins during drinking water treatment. *Water Supply* 1998; 16(1/2):611-6.
- Hawser SP, Codd GA, Capone DG, Carpenter EJ. A neurotoxic factor associated with the bloom-forming cyanobacterium *Trichodesmium*. *Toxicon* 1991; 29:277-8.
- Hayes CR, Greene LA. The evaluation of eutrophication impact in public water supply reservoirs in East Anglia. *Journal of The Water Pollution Control Federation* 1984; p. 42-51.
- Hesby JC. Oxidation and disinfection. In: American Water Works Association, American Society of Civil Engineers. *Water Treatment Plant Design*. 3rd. ed. New York: McGraw Hill; 1997.
- Himberg K, Keijola AM, Hiisvirta L, Pyysalo H, Sivonen K. The effect of water treatment processes on the removal of hepatotoxins from *Microcystis* and *Oscillatoria* cyanobacteria: A laboratory study. *Water Research* 1989; 23(8):979-84.
- Hirooka EY, Pinotti MHP, Tsutsumi T, Yoshida F, Ueno Y. Survey of microcystins in water between 1995 and 1996 in Paran, Brazil using Elisa. *Natural Toxins* 1999; 7: 103-9.
- Hoehn RC, Grizzard TJ, Shaffer PTB. Algae as source of trihalomethane precursors. *Journal of The American Water Works Association* 1980; 72(6):344-50.
- Hooser SB, Beasley VR, Waite LL, Kuklenschmidt MS, Carmichael WW, Haschek WM. Actin filament alterations in rat hepatocytes induced in vivo and in vitro by microcystin-LR, a hepatotoxin from the blue-green algae *Microcystis aeruginosa*. *Veterinary Pathology* 1991; 28:259-66.
- Hrudey S, Burch M, Drikas M, Gregory R. Remedial Measures. In: Chorus I, Bartram J, editor. *Toxic Cyanobacteria in Water*. London: E&FN Spon; 1999.
- Huszar VLM, Silva LHS, Marinho M, Domingos P, Sant'anna CL. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. *Hydrobiologia* 2000; 424:67-77.
- Hyde RA, Miller DG, Packham RF, Richards WN. Water clarification by flotation. *Journal of the American Water Works Association* 1977; 69(7):369-74.
- Janssens JG, Mus I, Delire C. Special Subject 11 – Practice of rapid filtration. In: *Proceedings of The IWSA Congress*; 1988; Rio de Janeiro, Brasil.
- Janssens JG, Buekens A. Assessment of process selection for particle removal in surface water treatment. *Journal Water SRT – Aqua* 1993; 42(5):279-88.
- Jardim FA. *Implantao e realizao de anlises de cianotoxinas com avaliao do potencial txico em estao de tratamento da COPASA, MG [dissertao]*. Belo Horizonte (MG): UFMG; 1999.
- Jardim FA, Moreira AA, Braga JMS, Azevedo SMFO. Avaliao preliminar da ocorrncia e toxicidade de cianobactrias em amostras de sston. In: *Anais do 20 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitria e Ambiental*; 1999; p.1117-25.

- Jardim FA, Fonseca YMF, Azevedo SMFO. A ocorrência de *Microcystis viridis* e *Cylindrospermopsis raciborskii* tóxicas em um manancial da COPASA - MG. In: Anais da VIII Reunião Brasileira de Ficologia; 1999.
- Jardim FA, Fonseca YMF, Azevedo SMFO. First occurrence of toxic cyanobacteria in a reservoir of COPASA - Minas Gerais – Brazil. In: Anais do Simpósio Internacional de Engenharia Sanitária e Ambiental; 2000; Trento, Itália. p.381-6.
- Jardim FA, Machado JNA, Schembri MCAC, Azevedo SMFO, von Sperling E. A experiência da COPASA no monitoramento, detecção e adoção de medidas mitigadoras para as cianobactérias tóxicas em estações de tratamento de água - Minas Gerais - Brasil. In: Anais do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental; 2000; Porto Alegre, Brasil.
- Jochimsen EM, Carmichael WW, An J, Cardo D, Cookson ST, Holmes CEM, Antunes MBC, Melo Filho DA, Lyra TM, Barreto V, Azevedo SMFO, Jarvis WR. Liver failure and death following exposure to microcystin toxins at a hemodialysis center in Brazil. *The New England Journal of Medicine* 1998; 36:373-8.
- Johnson D, Farley MR, Youngman RE, Yadav NP, West JT. Removal of algae by various unit processes. Medmenhann: Water Research Center; 1977. Technical Report TR 45.
- Jones GJ, Negri AP. Persistence and degradation of cyanobacterial paralytic shellfish poisons (PSPs) in freshwaters. *Water Research* 1997; 31:525-33.
- Kamogae M, Rampazzo RCP, Tsutsumi T, Nagata S, Imokawa M, Niimi Y, Ueno EYS, Ono E, Hirooka EY. Microcystins in fresh water for human and animal consumption and recreation in Itaipu dam, Paraná. Br. X Int. IUPAC Symposium on Mycotoxins and Phycotoxins. Book of Abstracts; 2000. p.95.
- Kaur K, Bott TR, Heathcote GR, Keay G, Leadbeater BSC. Treatment of algal-laden water: pilot-plant experiences. *Journal IWEM* 1994; 8:22-32.
- Kawamura S. Integrated design of water treatment facilities. New York: John Wiley & Sons; 1991.
- Keijola AM, Himberg K, Esala AL, Sivonen K, Hiisvirta L. Removal of cyanobacterial toxins in water treatment processes: Laboratory and pilot scale experiments. *Toxicity Assessment International Journal* 1988; 3:643-56.
- Kiviranta J, Sivonen K, Luukkainen R, Lahti K, Niemela SI. Production and biodegradation of cyanobacterial toxins: A laboratory study. *Arch Hydrobiology* 1991; 121:281-94.
- Komárková J, Laudares-Silva R, Senna PAC. Extreme morphology of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanobacteria) in the Lagoa do Peri, a freshwater coastal lagoon, Santa Catarina, Brazil. *Algological Studies* 1999; 94:207-22.
- Lacerda MRS. A influência do pH de coagulação e do tempo de floculação na flotação por ar dissolvido no tratamento de água com baixa turbidez e presença de microalgas [dissertação]. Brasília (DF): UnB; 1997.
- Lage Filho FA, Ferreira Filho SS. Estudo piloto de tratabilidade de águas eutrofizadas: efeitos da pré-oxidação com cloro livre no processo de filtração. In: Anais do 19o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental; 1997.
- Lagos N, Onodera H, Zagatto PA, Andrinolo D, Azevedo SMFO, Oshima Y. The first evidence of paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* isolated from Brazil. *Toxicon* 1999; 37:1359-73.
- Lambert TW, Boland MP, Holmes CFB, Hrudey SE. Quantitation of the microcystin hepatotoxins in water at environmentally relevant concentrations with the protein phosphate bioassay. *Environmental Science & Technology* 1994; 28(4):753-5.
- Lam AKY, Prepas EE, Spink D, Hrudey SE. Chemical control of hepatotoxic phytoplankton blooms: implications for human health. *Water Research* 1995; 29(8):1845-54.
- Lawton LA, Cood GA. Cyanobacterial (Blue-green Algal) toxins and their significance in UK and European waters. *Journal IWEM* 1991; 5:460-5.
- Magalhães VF, Azevedo SMFO. Ecological implications of hepatotoxic *microcystis aeruginosa* in the Jacarepaguá Lagoon, Brazil. In: Reguera B, Blanco J, Fernández ML, Wyatt T, editors. Harmful Algae. Junta de Galicia and Intergovernmental Oceanographic Commission of Unesco; 1998. p.26-8
- Mahmood NA, Carmichael WW. Paralytic shellfish poisons produced by the freshwater cyanobacterium *Aphanizomenon flos-aquae* NH-5. *Toxicon* 1986; 24:175-86.

- Matsunaga S, Moore RE, Miezcza WP, Carmichael WW. Anatoxin-a(s), a potent anticholinesterase from *Anabaena flos-aquae*. *Journal of American Chemical Society* 1989; 111:8021-3.
- Matthiensen A, Beattie KA, Yunes JS, Kaya K, Codd GA. [D-Leu1] Microcystin-LR, from the cyanobacterium *Microcystis* RST 9501 and from a *Microcystis* bloom in the Patos Lagoon estuary, Brazil. *Phytochemistry* 2000; 55:383-7.
- Mello OMT. Avaliação do desempenho da filtração em múltiplas etapas no tratamento de águas com elevadas concentrações de algas [dissertação]. Brasília (DF): UnB; 1998.
- Mouchet P, Bonnelye V. Solving algae problems: French expertise and world-wide applications. *Journal Water SRT – Aqua* 1998; 47(3):125-41.
- JC, Baum B. Precursors and mechanisms of haloform formation in the chlorination of water supplies. In: Jolley RL et al, editors. *Water Chlorination: environmental impact and health effects - vol. 2*. Ann Arbor Science Publishers 1978; p.29-47.
- Monserrat JM, Yunes JS, Bianchini A. Effects of *Anabaena spiroides* (cyanobacteria) aqueous extracts on the acetylcholinesterase activity of aquatic species. *Environmental Toxicology and Chemistry* 2001; 20(6). In Press.
- Nagavi B, Malone RF. Algae removal by fine sand/silt filtration. *Water Research* 1986; 20(3):377-83.
- Nascimento SM, Azevedo SMFO. Changes in cellular components in a Cyanobacterium (*Synechocystis aquatilis* f. *salina*) subjected to different N/P ratios-na ecophysiological study. *Environmental Toxicology* 1999; 14:37-44.
- Nascimento SM, Molica RJR, Bouvy M, Ferreira A, da Silva LHS, Huszar V, Azevedo SMFO. Toxic cyanobacterial blooms in the Tapacurá reservoir, northeast Brazil. In: IX International Conference on Harmful Algal Bloom, Tasmania; 2000.
- Nicholson BC, Rositano J, Burch MD. Destruction of cyanobacterial peptide hepatotoxins by chlorine and chloramine. *Water Research* 1994; 28(8):1297-303.
- Nishiwaki-Matsushima R, Ohta T, Nishiwaki S, Sugunuma M, Kohyama K, Ishikawa T, Carmichael WW, Fujiki H. Liver tumor promotion by the cyanobacterial cyclic peptide toxin microcystin-LR. *Journal Cancer Research Clinical Oncology* 1992; 118:420-4.
- Ohtani I, Moore RE, Runnegar MTC. Cylindrospermopsin, a potent hepatotoxic from the blue-green algae *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Journal American Chemistry Society* 1992; 114:7941.
- Onodera H, Satake M, Oshima Y, Yasumoto T, Carmichael WW. New saxitoxin analogues from the freshwater filamentous cyanobacterium *Lyngbia wollei*. *Natural Toxins* 1997; 5:146-51.
- Petrusevski NA, van Breemen NA, Alaerts GJ. Effect of permanganate pre-treatment and coagulation with dual coagulants on algal removal in direct filtration. *Journal Water SRT – Aqua* 1996; 45(5):316-26.
- Posselt HS, Weber Jr WJ. Chemical Oxidation. In: Weber Jr WJ, editor. *Physicochemical Processes for Water Quality Control*. Wiley-Interscience; 1972.
- Pouria S, Andrade A, Barbosa J, Cavalcanti RL, Barreto VST, Ward CJ, Preiser W, Poon GK, Neild GH, Codd GA. Fatal microcystin intoxication in haemodialysis unit in Caruaru, Brazil. *The Lancet* 1998; 352:21-6.
- Reali MAP, Gianotti EP. Remoção de algas por flotação: testes de laboratório. In: *Anais do 17o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*; 1993. vol. II, p.229-42.
- Repavich WM, Sonzogni WC, Standridge JH, Wedepohl RE, Meisner LF. Cyanobacteria (blue-green algae) in Wisconsin waters: Acute and chronic toxicity. *Water Research* 1990; 24: 225-31.
- Reynolds CS. Vegetation process in the pelagic: A model for ecosystem theory. *Excellence in Ecology - Vol. 9*. Oldendorf/Luhe: Ecology Institute; 1997.
- Rinehart KL, Namikoshi M, Choi BM. Structure and biosynthesis of toxins from blue-green algae (cyanobacteria). *Journal of Applied Phycology* 1994; 6:159.
- Rook JJ. Haloforms in drinking water. *Journal of The American Water Works Association* 1977; 69(12):158.
- Runnegar MTC, Falconer IR, Silver J. Deformation of isolated rat hepatocytes by a peptide hepatotoxin from the blue-green algae *Microcystis aeruginosa*. *Archives of Pharmacology* 1981; 317:268-72.

- Salas HJ, Martino P. Simplified methodologies for the evaluation of eutrophication in warm-water tropical lakes. In: Interregional Seminar on Water Quality Management in Developing Countries; 1989.
- Sant'anna CL, Azevedo MTP. Contribution to the knowledge of potentially toxic Cyanobacteria from Brazil. *Nova Hedwigia* 2000; 71(3-4):359-85.
- Seawright AA, Nolan CC, Shaw GR, Chriswell RK, Norris RL, Moore MR, Smith MJ. The oral toxicity for mice of the tropical cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska). *Environmental Toxicology* 1999; 14:135-42.
- Shaw GR, Sukenik A, Livne A, Chiswell RK, Smith MJ, Seawright AA, Norris RL, Eaglesham GK, Moore MR. Blooms of the cylindrospermopsin containing cyanobacterium, *Aphanizomenon ovalisporum* (Forti) in newly constructed lakes, Queensland, Australia. *Environmental Toxicology* 1999; 14:167-77.
- Shaw G, Seawright A, Shahin M, Senogles P, Mueller J, Moore M. The cyanobacterial toxin, Cylindropermopsin: Human health risk assessment. Report from the National Research Center for Environmental Toxicology – Australia. Queensland: National Research Center for Environmental Toxicology; 2000.
- Sivonen K, Himberg K, Luukkainen R, Niemela S, Poon GK, Codd GA. Preliminary characterization of neurotoxic cyanobacterial blooms and strains from Finland. *Toxicity Assessment* 1989; 4:339-52.
- Sivonen K, Niemela SI, Niemi RM, Lepisto L, Luoma TH, Rasamen LA. Toxic cyanobacteria (blue-green algae) in Finnish fresh and coastal waters. *Hydrobiologia* 1990; 190:267-75.
- Souza Jr WA. Filtração em múltiplas etapas aplicada ao tratamento de água com presença de microalgas: avaliação de variáveis operacionais [dissertação]. Brasília (DF): UnB; 1999.
- Speedy RR, Fisher NB, McDonald DB. Algal removal in unit processes. *Journal of the American Water Works Association* 1969; 61(6):289-92.
- Steffensen DA, Nicholson BC, editors. Proceedings of Toxic Cyanobacteria – A global perspective. Adelaide: Center of Water Quality Research; 1994.
- Teixeira MGLC, Costa MCN, Carvalho VLP, Pereira MS, Hage E. Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica, Bahia, Brazil. *Bulletin of PAHO* 1993; 27(3):244-53.
- Terao K, Ohmori S, Igarashi K, Ohtani I, Watanabe MG, Harada KI, Ito E, Watanabe M. Electron microscopic studies on experimental poisoning in mice induced by cylindrospermopsin isolated from blue-green alga *Umezakia natans*. *Toxicon* 1994; 32:833-43.
- Tsuji K, Naito S, Kondo F, Ishikawa N, Watanabe MF, Suzuki M, Harada KI. Stability of microcystins from cyanobacteria: effect of light on decomposition and isomerization. *Environmental Science and Technology* 1993; 28:173-7.
- Tundisi JG, Tundisi TM. Eutrophication of lakes and reservoirs: a comparative analysis, case studies, perspectives. In: Cordeiro-Marino M et al, editors. *Algae and Environment - A general approach*. Sociedade Brasileira de Ficologia; 1992. p.1-33.
- Vlaski A, van Breeman NA, Alaerts GJ. Optimisation of coagulation conditions for the removal of cyanobacteria by dissolved air flotation or sedimentation. *Journal Water SRT-Aqua* 1996; 45(5):253-61.
- Vlaski A, van Breeman NA, Alaerts GJ. Algae laden water treatment by dissolved air flotation (DAF). Dissolved Air Flotation International Conference. London: Chartered Institute of Water and Environmental Management; 1997.
- Vollenweider R, Kerekes J. Eutrophication of waters, monitoring, assessment, control. Paris: Organisation for Economic Cooperation and Development; 1982.
- Watanabe MF, Watanabe M, Kato T, Harada KI, Suzuki M. Composition of cyclic peptide toxins among strains of *Microcystis aeruginosa* (blue-green algae, cyanobacteria). *Botanical Magazine* 1991; 104:49-57.
- World Health Organization. Guidelines for drinking-water quality. 2nd ed. Geneva: WHO; 1993.
- World Health Organization. Guidelines for drinking-water quality - Addendum to volume 1. 2nd ed. Geneva: WHO; 1993.
- Werner VR, Torgan LC, Yunes JS. Ocorrência de floração de cianofíceas (cianobactérias) tóxicas na represa de Itaúba, RS, Brasil. In: Resumos do Seminário Internacional da Represa do Lobo-Broa; 2000; São Carlos, Brasil. p.44.

Wobma P, Bellamy B, Pernitsky D, Kjartanson K, Adkins M, Sears K. Effects of dissolved air flotation on water quality and filter loading rates. Dissolved Air Flotation International Conference. London: Chartered Institute of Water and Environmental Management; 1997.

Yoo RS, Carmichael WW, Hoehn RC, Hruzey SE. Cyanobacterial (Blue-Green Algal) toxins: A resource guide. AWWA Research Foundation and American Water Works Association; 1995.

Yunes JS, Salomon PS, Matthiensen A, Beattie KA, Raggett SL, Codd GA. Toxic blooms of cyanobacteria in the Patos Lagoon estuary, southern Brazil. *Journal of Aquatic Ecosystem Health* 1996; 5:223-9.

Yunes JS, Cunha NT, Conte SM, Rabello IM, Giordani AT, Bendatti MM, Maizonave CM, Granada GL, Hein RP. Programa AGUAAN: Agilização do Gerenciamento e Utilização de Águas com Algas Nocivas. In: *Anais do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental*; 2000; Porto Alegre, Brasil.

Zabel TF. The advantages of dissolved air flotation for water treatment. *Journal of the American Water Works Association* 1985; 77(5):42-6.



## **Equipe técnica**

### **Comitê Editorial:**

Sandra Maria F. O. Azevedo - Professora e pesquisadora/UFRJ

Cristina Celia Silveira Brandão - Professora e pesquisadora/UnB

### **Equipe de Coordenação:**

Guilherme Franco Netto - Cgvam/Cenepi/FUNASA

Mara Lúcia Oliveira Carneiro - Cgvam/Cenepi/FUNASA

Silvano Silvério da Costa - Cgvam/Cenepi/FUNASA

Jacira Azevedo Cancio - Representação no Brasil da Opas/OMS

### **Colaboradores:**

Armando Perez Flores - Aesbe/Sabesp

Antonio Cesar da Costa e Silva - Assoc. Bras. de Eng. Sanitária e Ambiental (Abes)

Carmen Rosália Marondim Maiozonazi - Assemae/Dmae

Cícero Tiago da Silva Gomes - Lacen/SES-PE

Cicero Dedice de Góes Júnior - Cgvam/Cenepi/FUNASA

Daniel Adolpho Cerqueira - Companhia de Saneamento de Minas Gerais (Copasa)

Fernando Antonio Jardim - Companhia de Saneamento de Minas Gerais (Copasa)

Flávio Pereira Nunes - Cgvam/Cenepi/FUNASA

Ian R. Falconer - *University of Adelaide - CRC for Water Quality and Treatment e Department of Clinical and Experimental Pharmacology, Medical School*

Isaias da Silva Pereira - Cgvam/Cenepi/FUNASA

João Sarkis Yunes - Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS)

José Nelson de A. Machado - Companhia de Saneamento de Minas Gerais (Copasa)

Lenora Nunes L. Vianna - Companhia de Saneamento de Minas Gerais (Copasa)

Luiz Di Bernardo - Departamento de Hidráulica e Saneamento/EESC/USP

Luiz Eduardo Martins - Core/FUNASA/MG

Luzinete de Melo - Aesbe/Caesb

Marcia Luiza Jaber Vieira de Faria - Assoc. Bras. de Eng. Sanitária e Ambiental (Abes)

Maria Regina R. N. Bessa - Assoc. Bras. de Eng. Sanitária e Ambiental (Abes)

Miguel Crisóstomo Brito Leite - Densp/ FUNASA

Nanci Lins Albuquerque - Companhia Pernambucana de Saneamento (Compesa)

Nilce Bazzoli - URCQA/FUNASA/MG

Nolan Ribeiro Bezerra - Cgvam/Cenepi/FUNASA

Paulo Vladmir V. D. B. C. Carvalho - Companhia Pernambucana de Saneamento (Compesa)

Renato José Reis Molica - Instituto Tecnológico do Estado de Pernambuco (ITEP)

Rejane Maria de Souza Alves - Coveh/Cgvep/Cenepi/FUNASA

Roberto de Araújo Reis - SES/BA

Romeu Cantusio Neto - Assoc. Nac. dos Serviços Municipais de Saneamento (Assemae)

Sonia Paulino Mattos - Aesbe/Caesb

Stella Maris Conte - Assoc. das Emp. de Saneamento Básico Estaduais (Aesbe/Corsan)

Wayne W. Carmichael - *Wright State University/Department of Biological Sciences*

**Projeto Gráfico e Capa:**

Fabiano Camilo e Silva - Nemir/Codec/Ascom/Pre/FUNASA

**Revisão Ortográfica e Gramatical:**

Olinda Myrtes Bayma Sousa Melo - Nemir/Codec/Ascom/Pre/FUNASA

**Diagramação:**

Flávio Rangel de Souza - Nemir/Codec/Ascom/Pre/FUNASA

**Normalização Bibliográfica:**

Raquel Machado Santos - Comub/Ascom/Pre/FUNASA



