



REDE COOPERATIVA DE PESQUISAS

CONTRIBUIÇÃO AO ESTUDO DA REMOÇÃO DE  
CIANOBACTÉRIAS E MICROCONTAMINANTES  
ORGÂNICOS POR MEIO DE TÉCNICAS DE  
TRATAMENTO DE ÁGUA PARA  
CONSUMO HUMANO

*INSTITUIÇÕES PARTICIPANTES*

EESC/USP, EPUSP, FEIS/UNESP, UFMG, UFSC, UNB,  
IPH/UFRGS





## Apresentação

Esta publicação é um dos produtos da Rede de Pesquisas sobre o tema “Tratamento de Águas superficiais visando a remoção de microalgas, cianobactérias e microcontaminantes orgânicos potencialmente prejudiciais à saúde”, do Programa de Pesquisas em Saneamento Básico PROSAB - Edital 04, coordenada pelo Prof. Valter Lúcio de Paula do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais.

O PROSAB visa ao desenvolvimento e aperfeiçoamento de tecnologias nas áreas de águas de abastecimento, águas residuárias (esgoto), resíduos sólidos (lixo e bioresíduos) que sejam de fácil aplicabilidade, baixo custo de implantação, operação e manutenção, bem como visem à recuperação ambiental dos corpos d'água e à melhoria das condições de vida da população, especialmente as menos favorecidas e que mais necessitam de ações nessas áreas.

Até o final de 2005 foram lançados quatro editais do PROSAB, financiados pela FINEP, pelo CNPq e pela CAIXA, contando com diferentes fontes de recursos, como BID, Tesouro Nacional, Fundo Nacional de Recursos Hídricos (CT-HIDRO) e recursos próprios da Caixa. A gestão financeira compartilhada do PROSAB viabiliza a atuação integrada e eficiente de seus órgãos financiadores que analisam as solicitações de financiamento em conjunto e tornam disponíveis recursos simultaneamente para as diferentes ações do programa (pesquisas, bolsas e divulgação), evitando a sobreposição de verbas e tornando mais eficiente a aplicação dos recursos de cada agência.

Tecnicamente, o PROSAB é gerido por um grupo coordenador interinstitucional, constituído por representantes da FINEP, do CNPq, da CAIXA, do Ministério das Cidades, das universidades, da associação de classe e das companhias de saneamento. Suas principais funções são:

definir os temas prioritários a cada edital; analisar as propostas, emitindo parecer para orientar a decisão da FINEP e do CNPq; indicar consultores ad hoc para avaliação dos projetos; e acompanhar e avaliar permanentemente o programa.

O Programa funciona no formato de redes cooperativas de pesquisa formadas a partir de temas prioritários lançados a cada Chamada Pública. As redes integram os pesquisadores das diversas instituições, homogeneizam a informação entre seus integrantes e possibilitam a capacitação permanente de instituições emergentes. No âmbito de cada rede, os projetos das diversas instituições tem interfaces e enquadram-se em uma proposta global de estudos, garantindo a geração de resultados de pesquisa efetivos e prontamente aplicáveis no cenário nacional. A atuação em rede permite, ainda, a padronização de metodologias de análises, a constante difusão e circulação de informações entre as instituições, o estímulo ao desenvolvimento de parcerias e a maximização dos resultados.

As redes de pesquisas são acompanhadas e permanentemente avaliadas por consultores, pelas agências financiadoras e pelo Grupo Coordenador, através de reuniões periódicas, visitas técnicas e Seminários anuais.

Os resultados obtidos pelo PROSAB estão disponíveis através de manuais, livros, artigos publicados em revistas especializadas e trabalhos apresentados em encontros técnicos, teses de doutorado e dissertações de mestrado publicadas. Além disso, várias unidades de saneamento foram construídas nestes últimos anos por todo o país e, em maior ou menor grau, utilizaram informações geradas pelos projetos de pesquisa do PROSAB

Além de seu portal ([www.finep.gov.br/prosab/index.html](http://www.finep.gov.br/prosab/index.html)) , a divulgação do PROSAB tem sido feita através de artigos em revistas da área, da participação em mesas-redondas, de trabalhos selecionados para apresentação em eventos, bem como pela publicação de porta-fólios e folders contendo informações sobre os projetos de cada edital.



## GRUPO COORDENADOR DO PROSAB:

Jurandyr Povinelli SAE/SC e EESC  
saaegabi@terra.com.br e jpovinel@sc.usp.br

Cícero O. de Andrade Neto - UFRN  
cicero@ct.ufrn.br

Deíza Lara Pinto - CNPq  
dlara@cnpq.br

Marcos Helano Montenegro Ministério das Cidades  
marcos.montenegro@ciudades.gov.br

Sandra Helena Bondarowsky CAIXA  
sandra.bondarovsky@caixa.gov.br

Jeanine Claper - CAIXA  
Jeanine.claper@caixa.gov.br

Anna Virgínia Machado ABES  
anna.virginia@abes-dn.org.br

Ana Maria Barbosa Silva - FINEP  
anamaria@finep.gov.br

Célia Maria Poppe de Figueiredo - FINEP  
cmfigue@finep.gov.br

O edital 4 do PROSAB foi financiado pela FINEP, CNPq e CAIXA com as seguintes fontes de recursos: Fundo Setorial de Recursos Hídricos e Recursos Ordinários do Tesouro Nacional do Fundo Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico e Caixa Econômica Federal.





Valter Lúcio de Pádua  
(coordenador)

Contribuição ao Estudo da Remoção de  
Cianobactérias e Microcontaminantes Orgânicos  
por Meio de Técnicas de Tratamento de Água  
para Consumo Humano.

Belo Horizonte - MG  
2006

Copyright © 2006 ABES RJ

1ª Edição tiragem: 1000 exemplares

Projeto Gráfico, editoração eletrônica e fotolitos  
SERMOGRAF Artes Gráficas e Editora Ltda:  
Rua São Sebastião, 199  
CEP 25645-045 São Sebastião Petrópolis - RJ  
TEL: (0xx24) 2237 3769 Fax: (0xx24) 2237-3709  
sermograf@sermograf.com.br

Coordenador  
Valter Lúcio de Pádua

Contribuição ao estudo da remoção de  
cianobactérias e microcontaminantes  
orgânicos por meio de técnicas de  
tratamento de água para consumo  
humano / Valter Lúcio de Pádua  
(coordenador). Rio de Janeiro: ABES,  
2006

504 p. : il  
Projeto PROSAB

ISBN: 85-7022-149-5  
ISBN: 978-85-7022-149-0

1. Tratamento de água
2. Cianobactérias
3. Microcontaminantes orgânicos I.  
Pádua, Valter Lúcio



**Valter Lúcio de Pádua**  
(coordenador)

**Instituições Participantes e Coordenadores de Projeto**

Universidade de São Paulo - USP  
Escola de Engenharia de São Carlos EESC  
Coordenador: Luiz Di Bernardo  
Email: bernardo@sc.usp.br

Universidade de São Paulo - USP  
Escola Politécnica da USP - EPUSP  
Coordenador: José Carlos Mierzwa  
Email: mierzwa@usp.br

Universidade Estadual Paulista - Unesp  
Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira  
Coordenador: Edson Pereira Tangerino  
Email: edtang@dec.feis.unesp.br

Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG  
Escola de Engenharia da UFMG - EE.UFMG  
Coordenador: Valter Lúcio de Pádua (coordenador da rede)  
Email: valter@desa.ufmg.br

Universidade Federal de Santa Catarina UFSC  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
Coordenador: Maurício Luis Sens

mls@ens.ufsc.br  
Universidade de Brasília - UnB  
Departamento de Engenharia Civil e Ambiental - ENC  
Coordenador: Cristina Célia Silveira Brandão  
Email: cbrandao@unb.br

Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS  
IPH - Instituto de Pesquisas Hidráulicas  
Departamento de Hidráulica e Saneamento SHS  
Coordenador: Luiz Fernando Cybis  
Email: lfcybis@iph.ufrgs.br

### **Consultores**

Beatriz Suzana Ovruski de Ceballos  
Universidade Federal de Campina Grande UFCG

Carlos Gomes da Nave Mendes  
Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP



## **Autores**

### **VALTER LÚCIO DE PÁDUA (COORDENADOR DA REDE)**

Engenheiro Civil, Dr., professor do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental UFMG.

### **BEATRIZ SUSANA OVRUSKI DE CEBALLOS**

Bióloga, Dra., professora das Universidades Estadual e Federal de Campina Grande.

### **CARLOS GOMES DA NAVE MENDES**

Engenheiro Civil, Dr., professor do Departamento de Saneamento e Ambiente da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da UNICAMP.

### **CRISTINA CÉLIA SILVEIRA BRANDÃO**

Engenheira Química, doutora em Engenharia Ambiental, professora adjunta do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade de Brasília UnB.

### **EDSON PEREIRA TANGERINO**

Engenheiro Civil, Doutor em Hidráulica e Saneamento, professor assistente da Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira FEIS-UNESP.

### **JOSÉ CARLOS MIERZWA**

Engenheiro Químico, doutor em Engenharia Civil. Professor no Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica USP.

### **LUIZ DI BERNARDO**

Engenheiro Civil, Dr., professor do Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos USP.

### **LUIZ FERNANDO CYBIS**

Engenheiro Civil, PhD, professor do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

### **MAURÍCIO LUIZ SENS**

Engenheiro Sanitarista, PhD, professor Titular do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina UFSC.

### **LUIZA CINTRA CAMPOS**

Engenheira Civil, PhD, professora da Escola de Engenharia Civil da Universidade Federal de Goiás.

### **SANDRA MARIA FELICIANO DE OLIVEIRA E AZEVEDO**

Bióloga, Dra., professora do Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho da Universidade Federal do Rio de Janeiro

### **VALÉRIA FREITAS DE MAGALHÃES**

Bióloga, Dra., professora do Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho da Universidade Federal do Rio de Janeiro.

## **SÉRGIO JOÃO DE LUCA**

Engenheiro Civil, PhD, professor do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

## **MARIA MERCEDES BENDATI**

Bióloga, MSc., Coordenadoria Geral de Vigilância em Saúde, Prefeitura Municipal de Porto Alegre.

## **EUDIMAR NASCIMENTO DE CARVALHO**

Biólogo, doutorando do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

## **MELISSA FRANZEN**

Geóloga, doutoranda do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

## **LENORA LUDOLF GOMES**

Bióloga, doutoranda do Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG.

## **RAMON LUCAS DALSASSO**

Engenheiro Sanitarista, Dr, pesquisador do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC.

## **LUIZ CARLOS DE MELO FILHO**

Engenheiro Sanitarista, Dr, pesquisador do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC.

## **RENATA IZA MONDARDO**

Química, MSc., Doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da UFSC.

## **MARIA GIOVANA LAURENTINO PEGORER**

Engenheira Civil, mestranda no Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

## **ANGELA DI BERNARDO DANTAS**

Engenheira Civil, pós-doutoranda do Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos USP.

## **EMÍLIA KIYOMI KURODA**

Engenheira civil, doutoranda no Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos USP.

## **ANTONIA SIMONE DA SILVA**

Engenheira Civil, MSc., consultora júnior do Departamento de Engenharia de Saúde Pública da Funasa.

Colaboradores no desenvolvimento do Livro

Os autores agradecem às dezenas de estudantes que participaram da rede do Tema 1 do 4o Edital do Prosab, gerando conhecimentos e produzindo dados que foram utilizados na redação deste livro.

## Equipes dos Projetos de Pesquisa

INSTITUIÇÃO	NOME	FUNÇÃO (exemplos)
UFMG	Valter Lúcio de Pádua	Coordenador da rede
	Eduardo von Sperling	Pesquisador
	Léo Heller	Pesquisador
	Marcelo Libânio	Pesquisadro
	Ana Maria Moreira Batista	Bolsista IC
	Bruna Cristina Fonseca Librelon	Bolsista AT
	Bruno E. Ferreira Castro de Carvalho	Bolsista IC
	Carolina Torres Menezes	Mestranda
	Cristiane da Silva Melo	Bolsista AT
	Diogo Rodrigues dos Santos	Bolsista IC
	Erick de Castro Bernardes Barbosa	Bolsista IC
	Filipe Dias Firpo	Bolsista IC
	Flávia Alves do Nascimento	Bolsista IC
	Jacson Lauffer	Bolsista DTI
	Lenora Nunes Ludolf Gomes	Doutoranda
	Lucas Milani Santiago	Mestrando
	Lucinda Oliveira da Silva	Bolsista DTI
	Mônica Viana	Mestranda
EESC/USP	Luiz Di Bernardo	Coordenador
	André dos Santos	Bolsista DTI
	Emília Kiyomi Kuroda	Doutoranda
	Glauce G. Pereira	Mestranda
	Júlio Cezar Trofino	Bolsista AT
	Luci Aparecida Queiroz	Bolsista AT
	Maria Angela Talarico Adorno	Bolsista AT
EP/USP	José Carlos Mierzwa	Coordenador
	Caio Pompeu	Estagiário
	Camilo Fragoso	Estagiário
	Luana Di Beo Rodrigues	Bolsista DTI
	Maurício Costa Cabral da Silva	Bolsista DTI
	Maurício Ferreira de Freitas Jardim	Bolsista IC
	Silvia Marta Castelo de Moura Carrara	Bolsista DTI
	Thiago Mathio	Bolsista IC

<b>INSTITUIÇÃO</b>	<b>NOME</b>	<b>FUNÇÃO (exemplos)</b>
UNESP	Edson Pereira Tangerino Jefferson Nascimento de Oliveira José Augusto de Lollo Tsunao Matsumoto Anna Rubria Gonçalves Barbierie Beatriz Vilela da Cunha Carlos Roberto Lisboa Juliano Rodrigo Alves Espindola Laryssa Melo Rosa Araújo Marcos Roberto Shoiti Takeuti Rívea Medri Borges Roberto Martins de Alencar Tiago Zavarez Breda	Coordenador Pesquisador Pesquisador Pesquisador Bolsista IC Bolsista AT Bolsista DTI Bolsista IC Bolsista IC Bolsista DTI Bolsista AT Bolsista AT Bolsista IC
UFSC	Maurício Luis Sens Anildo Correa Agostinho Luiz Carlos de Melo Filho Luiza Lopes Mouta Rafael Franz Miguel Ramon Lucas Dalsasso Renata Iza Mondardo	Coordenador Bolsista AT Bolsista DTI Bolsista IC Bolsista IC Bolsista DTI Bolsista DTI
UnB/UFG/UFRJ	Cristina Célia Silveira Brandão Luiza Cintra Campos Sandra Maria F. de Oliveira e Azevedo, Valéria Freitas de Magalhães Alessandra Pereira Ribeiro da Silva Ana Elisa Barreto Matias Antonia Simone da Silva Carolina Arantes Jailma Marinho Bezerra de Oliveira Jazielli Carvalho Sá João Carlos da Silva Larrisa da Costa Limas Maise da Silva Melo Nádia Gomes de Souza Osmar de Carvalho Martins Rodrigo de Cássio da Silva Túlio Soares Machado	Coordenadora, UnB Pesquisadora, UFG Pesquisadora, UFRJ Pesquisadora, UFRJ Bolsista IC, UFRJ Bolsista IC, UFG Bolsista DTI, UnB Bolsista DTI, UnB Mestranda, UnB Doutoranda, UnB Bolsista IC, UFRJ Bolsista IC, UFG Bolsista IC, UFG Bolsista IC, UFG Bolsista DTI, UFG Bolsista DTI, UFRJ Bolsista IC, UnB
UFRGS	Luiz Fernando Cybis Antônio Benetti Carmem Rosália Marodin Maizonave, Vera Regina Werner Carla Cristina Müller Herenice Serrano de Andrade Maria Giovana Pegorer	Coordenador Pesquisador Pesquisadora Pesquisadora Mestranda Doutoranda Mestranda

## Sumário

Capítulo 1 - Tratamento de Águas para Consumo Humano - Panorama Mundial e Ações do Prosab - Edital 4,tema 1 .....	1
Capítulo 2 - Fundamentos Biológicos e Ecológicos Relacionados as Cianobactérias .....	23
Capítulo 3 - Monitoramento e Avaliação de Mananciais de Abastecimento Público.....	83
Capítulo 4 - Técnicas de Manejo e Pré-tratamento no Manancial .....	141
Capitulo 5 - Filtração em Margem.....	173
Capítulo 6 - Filtração Lenta.....	237
Capítulo 7 - Filtração Direta.....	275
Capítulo 8 - Processos de Separação por Membranas para Tratamento de Água .....	335
Capítulo 9 - Oxidação.....	381
Capítulo 10 - Remoção de Cianotoxinas por Adsorção em Carvão Ativado .....	415
Capítulo 11 - Metodologia para Quantificação de Cianotoxinas .....	467





## Nota do Coordenador da Rede

A rede de instituições que se formou a partir do lançamento do 4º Edital do Prosab, no ano de 2004, estudou principalmente a remoção de cianobactérias e cianotoxinas. Ao percorrer os capítulos deste livro o leitor encontrará informações que foram incluídas no texto com o objetivo de contribuir com a formação daqueles que têm como missão profissional pesquisar e produzir água com qualidade adequada ao consumo humano.

No primeiro capítulo é apresentado um panorama geral dos desafios relacionados ao tratamento de água. O capítulo seguinte aborda aspectos biológicos e ecológicos das cianobactérias. Os capítulos 3, 4 e 5 tratam do monitoramento, avaliação, manejo e pré-tratamento da água nos mananciais. Nos capítulos 6 a 10 o leitor encontrará informações sobre a filtração lenta, filtração direta, processos de separação por membranas, oxidação e adsorção. O capítulo 11 é dedicado às metodologias destinadas à quantificação de cianotoxinas.

A conclusão deste livro foi possível graças ao esforço coletivo de dezenas de profissionais, incluindo professores, pesquisadores, doutorandos, mestrandos, técnicos e estudantes de graduação. Para pesquisar um tema complexo, relativamente pouco estudado no País, foi imprescindível que se constituísse uma equipe multidisciplinar que envolveu principalmente biólogos, engenheiros químicos. O desenvolvimento do trabalho numa rede constituída por 9 universidades de seis estados brasileiros possibilitou uma rica troca de experiências que trouxe benefícios às instituições e aos pesquisadores.

Resultado de mais de dois anos de pesquisa, este livro não pretende esgotar as dúvidas relativas aos temas estudados. Apesar dos avanços conseguidos neste trabalho cooperativo entre a EESC-USP, EP-USP, UFG, UFMG, UFRJ, UFRGS, UFSC, Unesp-Ilha Solteira, UnB e empresas de saneamento, muitas questões ainda estão por ser resolvidas. Ficou a certeza de que as atividades desenvolvidas pela rede do Tema 1 do Prosab contribuiu para formar recursos humanos e criar uma base mais sólida para enfrentar os desafios representados pela remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos em águas destinadas ao abastecimento público.

Valter Lúcio de Pádua  
Coordenador da rede



## Capítulo 1

# Tratamento de Águas para Consumo Humano – Panorama Mundial e Ações do PROSAB

*Carlos Gomes da Nave Mendes*

---

## Qualidade dos Mananciais e Funções Multi-Objetivos das Estações de Tratamento de Água para Consumo Humano

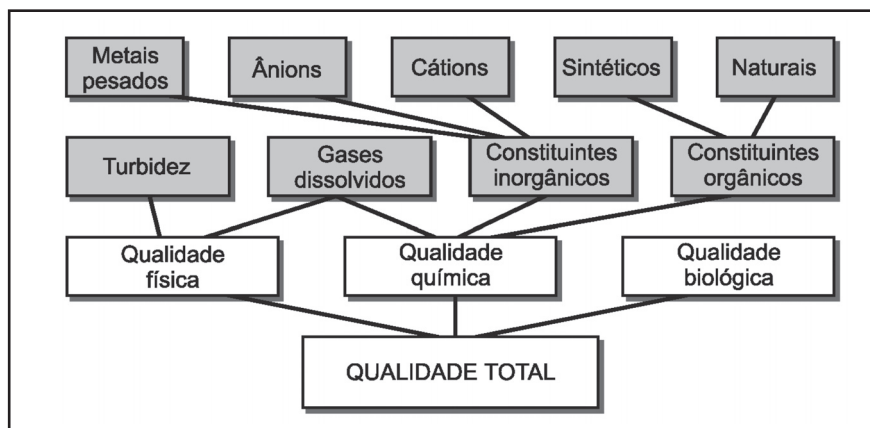
Apesar dos grandes avanços no desenvolvimento de tecnologias para o tratamento de águas para abastecimento público nos últimos 100 anos, muito há por se caminhar na busca por soluções seguras para garantir a produção de água potável a partir de mananciais de superfície. O desafio mantém-se inalterado, talvez maior, frente às descobertas de que vários compostos naturais, industrialmente produzidos e, até mesmo, gerados durante o próprio tratamento da água, podem vir a manifestar-se em concentrações potencialmente perigosas para a saúde pública.

Para Rebouças (1999), com o rápido crescimento da população, urbanização, industrialização e intensificação da produção agrícola, paralelamente ao uso de defensivos agrícolas, a partir de 1940, a “árvore” do controle da qualidade total das águas de consumo torna-se cada dia mais ramificada, compreendendo aspectos físicos, bacteriológicos e químicos cada vez mais complexos (Figura 1.1).

Ainda segundo esse autor, os constituintes em solução são classificados de acordo com a abundância relativa em: **maiores**, quando os teores são superiores a 5 mg/L ou 5 partes por milhão (5 ppm); **menores**, quando as concentrações ficam entre 5 e 0,01 mg/L ou entre 5 ppm e 10 partes por bilhão (10 ppb); e **traços ou micropoluentes**, quando os teores são inferiores a 0,01 mg/L, ou 10 microgramas por litro (µg/L), isto é, 10 ppb. O aprimoramento das técnicas analíticas fez com que o número regular de microcontaminantes, identificados e

quantificados na água, evoluísse significativamente durante as duas últimas décadas.

O mesmo autor acrescenta que, nesse quadro, cresce de forma assustadora a importância dos parâmetros denominados de micropoluentes orgânicos e metais tóxicos. Esses elementos ou compostos podem causar efeitos danosos à saúde em teores muito baixos - da ordem de partes por bilhão (ppb) ou de microgramas por litro ( $\mu\text{g/L}$ ) e até de partes por trilhão (ppt) ou de nanogramas por litro ( $\text{ng/L}$ ).



**Figura 1.1** “Árvore” da Qualidade da Água  
(Adaptado de Engelen, 1981).

Os efeitos adversos dos micropoluentes podem resultar de condições agudas (curto tempo de exposição a doses elevadas) ou crônicas (longo tempo de exposição a doses muito baixas); podem ser tóxicos (afetando seriamente funções biológicas ou provocando a morte); carcinogênicos (induzindo o crescimento descontrolado de células, vindo a provocar tumores malignos); mutagênicos (causando alterações hereditárias do material genético das células); teratogênicos (causando deformações congênitas não hereditárias). Lamentavelmente, a percepção dos efeitos agudos ou crônicos da presença dos micropoluentes na água de beber só aconteceu a partir de 1962, e em níveis muito variados de um país para outro ou até de uma região para outra.

Segundo WHO (2004), a Tabela 1.1 apresenta as várias possíveis fontes geradoras de contaminantes químicos que possam ter efeito adverso à saúde pública como consequência de exposições prolongadas através do consumo de água. A limitação da presença de tais contaminantes em águas para abastecimento pode ser feita pela escolha

apropriada do manancial, controle da poluição e uso de técnicas de tratamento adequadas aos problemas específicos.

**Tabela 1.1** Fontes geradoras de contaminantes químicos em águas de abastecimento, adaptado de WHO (2004)

Fontes Geradoras	Exemplos
Ocorrência Natural	Constituintes de rochas, solos, condições geológicas e climáticas, compostos orgânicos naturais (CON)
Atividades industriais e urbanas	Mineração, processos produtivos industriais, esgotos, resíduos sólidos, águas pluviais urbanas, combustíveis
Agricultura	Fertilizantes, defensivos agrícola e pecuária intensiva
Tratamento, armazenamento e distribuição de água potável	Produtos químicos, sub-produtos da desinfecção (SPD), materiais usados nas tubulações
Pesticidas de utilidade na saúde pública	Larvicidas e inseticidas utilizados no controle de vetores de doenças
Cianobactérias	Lagos e reservatórios eutrofizados

Para von Sperling (2005), a qualidade dos corpos d'água é função do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica, destacando a ocupação urbana como o fator mais impactante. Grandes centros urbanos são responsáveis pela geração e lançamento de esgotos sanitários e efluentes industriais brutos, parcialmente ou inadequadamente tratados e, até mesmo não tratados, de águas pluviais contaminadas pela lavagem da atmosfera, arraste e dissolução de toda sorte de substâncias expostas ao contato com as precipitações e escoamentos superficiais gerados, além de resíduos sólidos de toda espécie, parte dos quais, arrastados para as águas superficiais em decorrência de sua inadequada disposição, manejo ou tratamento. A Tabela 1.2, lista as principais fontes de poluentes, conjuntamente com seus efeitos poluidores mais representativos, segundo o último autor citado.

Um elemento fundamental para a avaliação dos recursos hídricos do ponto de vista qualitativo, passa necessariamente pelo conhecimento das cargas poluentes que são geradas nas bacias hidrográficas, e que traduzem as pressões que se exercem sobre as massas de água em resultado das diferentes atividades socioeconômicas que existem no território. A par das condições naturais existentes nas bacias, são estas

pressões que determinam o estado da qualidade das massas de água, e do conseqüente impacto que esse estado pode causar na saúde pública ou nos ecossistemas.

Alguns micropoluentes orgânicos, como por exemplo, os pesticidas, o DDT e os PCB, são bem conhecidos, incluindo o seu impacto no ambiente. No entanto, o risco destas substâncias é extremamente difícil de quantificar, pois, os efeitos biológicos da maioria delas são ainda mal conhecidos e a sua presença ocorre em geral a níveis tão baixos que torna difícil a sua determinação analítica. Além disso, o seu comportamento no meio aquático em termos de adsorção, degradação e bioacumulação é também mal conhecido. Muitos dos micropoluentes orgânicos foram sujeitos a restrições ou mesmo banidos em diversos países nos últimos vinte ou trinta anos.

Sob essa nova perspectiva, dependendo dos níveis de poluição dos mananciais utilizados, os sistemas convencionais de tratamento de água, contemplando as etapas de coagulação, floculação, sedimentação, filtração e desinfecção, seriam insuficientes para tornar a água de qualidade segura para consumo humano. Segundo Ferreira Filho e Marchetto (2006), projetos de estações de tratamento de água (ETA) têm considerado como principais objetivos a otimização dos processos de remoção de material particulado e cor aparente, bem como a produção de água segura do ponto de vista microbiológico e químico. Nesse contexto, com relação ao aspecto qualitativo, historicamente, os mananciais empregados para abastecimento público sempre foram escolhidos de modo a possibilitar que as ETAs fossem do tipo convencional ou de variantes mais simplificadas (filtração direta). Como a maioria dos sistemas produtores de água no Brasil foi concebida a 30 ou mais anos, é natural que as tecnologias implantadas enfrentem dificuldades para a inclusão de etapas adicionais, adequadas à remoção de contaminantes antes desconhecidos ou inquantificáveis. Os mesmos autores sugerem que a produção de água potável a partir de mananciais eutrofizados potencializa os problemas e desafios a serem enfrentados pelos profissionais do setor, especialmente para ETAs já existentes, que devem adequar-se a uma nova visão multi-objetivo, tanto no projeto, quanto na operação, conforme ilustrado na Figura 1.2.

Tabela 1.2 Principais agentes poluidores das águas  
(adaptado de VON SPERLING, 2005)

Constituinte	Principais Parâmetros Representativos	Fonte				Possível Efeito Poluidor
		Águas Residuárias		Águas Pluviais		
		Urbanas	Industriais	Urbanas	Agricultura e Pecuária	
Sólidos em Suspensão	Sólidos em Suspensão Totais	+++	variável	++	+	Problemas estéticos Depósitos de lodo Adsorção de poluentes Proteção de patogênicos
Matéria Orgânica Biodegradável	Demanda Bioquímica de Oxigênio	+++	variável	++	+	Consumo de oxigênio Mortandade de peixes Condições sépticas
Nutrientes	Nitrogênio Fósforo	+++	variável	++	+	Crescimento excessivo de algas e cianobactérias Toxicidade aos peixes (amônia) Metemoglobinemia Poluição da água subterrânea
Organismos Patogênicos	Coliformes	+++	variável	++	+	Doenças de veiculação hídrica
Matéria Orgânica não Biodegradável	Pesticidas Alguns Detergentes Produtos Farmacêuticos Outros	++	variável	+	++	Toxicidade (vários) Espumas (detergentes) Redução da transferência de oxigênio Baixa ou nenhuma biodegradabilidade Maus odores (ex: fenóis)
Metais	Elementos Específicos As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, etc	++	variável	+	Sem efeito (usual)	Toxicidade Inibição do tratamento biológico Problemas na disposição de lodos na agricultura Poluição da água subterrânea
Sólidos Inorgânicos Dissolvidos	Sólidos Dissolvidos Totais Condutividade	++	variável	Sem efeito (usual)	+	Salinidade excessiva, com prejuízo ao uso agrícola Toxicidade às plantas (alguns íons) Problemas de permeabilidade do solo (sódio)
+++ muito; ++ médio; + pouco						

+++; muito; ++; médio; +; pouco

+++; muito; ++; médio; +; pouco

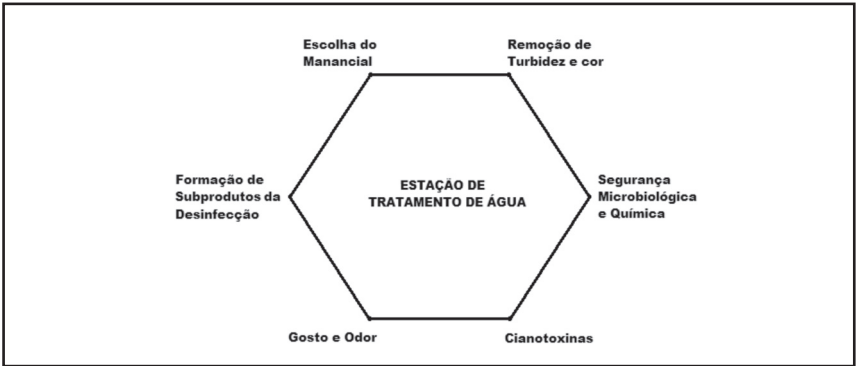


Figura 1.2 Funções multi-objetivos envolvidas no projeto e operação de ETA's, segundo Ferreira Filho e Marchetto (2006).

## Contaminantes na Água Potável: Perigos e Aspectos da Legislação

Atualmente, segundo Rebouças (1999), nas áreas onde já ocorre desenvolvimento industrial significativo, a condição de proporcionar água de qualidade segura às populações apresenta-se, com frequência crescente, muito difícil, em face da quase impossibilidade de eliminação dos micropoluentes presentes nas águas pelos métodos e sistemas convencionais de tratamento. Elementos extremamente tóxicos como o mercúrio, o cádmio e o chumbo só podem ser removidos por sistemas de tratamento especialmente projetados e operados para essa finalidade. Da mesma maneira, os micropoluentes orgânicos sintéticos, tais como os organofosforados e organo-clorados, compostos benzênicos, fenólicos, ésteres do ácido ftálico, aromáticos polinucleares, não são removidos pelos sistemas tradicionais de tratamento de água proveniente de mananciais que recebem efluentes industriais. Nessas condições, a definição dos padrões de potabilidade, ou de qualidade da água de beber, torna-se tarefa muito complexa, que exige pessoal cada vez mais qualificado e recursos tecnológicos/laboratoriais cada dia mais avançados e caros.

Segundo Vieira e Morais (2005), nos últimos anos tem-se assistido a uma preocupação crescente, a nível mundial, no sentido de se considerar que os sistemas de abastecimento de água, além de satisfazerem aos padrões de qualidade estabelecidos legalmente, devem apresentar níveis de desempenho que mereçam a confiança dos consumidores na qualidade da água que lhes é fornecida.

Em abril de 2003, a Organização Mundial de Saúde organizou uma conferência internacional em Berlim sobre “Estratégias de Gestão de Riscos em Água para Consumo Humano”, onde foram apresentados e discutidos os pressupostos teóricos e as especificidades de aplicação prática de ferramentas operacionais para a gestão de riscos em sistemas de abastecimento de água, desenvolvendo o conceito de Plano de Segurança da Água para Consumo Humano, conforme assumido nas recentes recomendações de WHO (2004).

Até meados do século XX, a qualidade da água para consumo humano era avaliada essencialmente através das suas características organolépticas, tendo como base o senso comum de que se apresentasse límpida, agradável ao paladar e sem odor desagradável. No entanto, este tipo de avaliação foi se revelando falível em termos de proteção de saúde

pública contra microrganismos patogênicos e contra substâncias químicas perigosas presentes na água. Tornou-se, assim, imperativo estabelecer normas paramétricas que traduzissem, de forma objetiva, as características que águas destinadas ao consumo humano deveriam obedecer.

Em 1958 surgiu a primeira publicação da Organização Mundial de Saúde (OMS) dedicada especificamente a esse tema, sob o título *International Standards for Drinking-Water* (com revisões subseqüentes em 1963 e em 1971), instituindo-se uma metodologia de verificação da conformidade das características da água abastecida com valores numéricos pré-estabelecidos (Normas), através de programas de amostragem do “produto-final” consumido. Na década de 1980 foram publicados os três volumes da primeira edição da *Guidelines for Drinking Water Quality (GDWQ)*: Vol. 1 – *Recommendations*; Vol. 2 – *Health criteria and other supporting information*; Vol. 3 – *Surveillance and control of community supplies*. A segunda edição dos três volumes das *GDWQ* foi publicada em 1993, 1996 e 1997, respectivamente.

A OMS, através do primeiro volume da terceira edição das *GDWQ* (WHO, 2004), recomenda que as entidades gestoras de sistemas de abastecimento público de água desenvolvam planos de segurança para garantir a qualidade da água, incorporando metodologias de avaliação e gestão de riscos, bem como práticas de boa operação dos sistemas. Privilegia-se, assim, uma abordagem de segurança preventiva em detrimento da metodologia clássica de monitoração de conformidade de “fim-de-linha”, através de uma efetiva gestão e operação de mananciais de abastecimento, estações de tratamento e sistemas de distribuição, garantindo a devida proteção da saúde pública.

A título de exemplo e numa descrição sucinta, referem-se os principais aspectos relacionados com cada um dos tipos de perigos a serem considerados, ainda, segundo Vieira e Moraes (2005).

Os perigos biológicos estão geralmente associados à presença na água de microrganismos patogênicos (bactérias, vírus e protozoários) e cianobactérias tóxicas que podem constituir ameaças para a saúde. Muitos deles têm origem no manancial e podem ser reduzidos ou eliminados através de técnicas de desinfecção adequadas, procedendo-se, para tal, à escolha de um desinfetante adequado na fase de tratamento e à garantia de doses residuais na distribuição e no armazenamento.

Os perigos químicos estão geralmente associados à presença de substâncias químicas em concentrações tóxicas que podem ser nocivas para a saúde. Estas substâncias podem ocorrer naturalmente ou

surgirem durante as operações e os processos de tratamento e nas fases de transporte e reserva da água. Existe um grande número de constituintes químicos (orgânicos ou inorgânicos) que podem influenciar significativamente a qualidade da água. Dependendo da sua toxicidade, podem causar graves perturbações de saúde em curto prazo (no caso de substâncias de toxicidade aguda muito elevada), gerar doenças crônicas (no caso de substâncias de baixa toxicidade aguda consumidas diariamente durante longos períodos de tempo) ou, embora não constituindo perigo direto para a saúde, interferir nas características organolépticas da água.

Em particular, deve ter-se especial atenção à ocorrência de subprodutos da desinfecção, em resultado da reação entre as substâncias utilizadas na eliminação de microrganismos patogênicos e a matéria orgânica de origem natural, eventualmente presente na água bruta.

Os perigos físicos estão geralmente associados às características estéticas da água, tais como cor, turbidez, sabor e odor. São características de apreciação imediata, susceptíveis de levar os consumidores a questionar a qualidade e a segurança da água, podendo, embora, não significar um perigo direto para a saúde humana. Inversamente, uma água de boa aparência estética não significa, necessariamente, que seja adequada para consumo. Constituem exemplos de perigos físicos a presença de sedimentos, de materiais incorporados à água pela passagem por tubulações, reservatórios e equipamentos, além de biofilmes. Estes últimos podem, também, criar condições para o aparecimento de microrganismos patogênicos, fomentar zonas de biocorrosão e consumir cloro residual.

A garantia da qualidade da água para abastecimento público destinada ao consumo humano está intimamente relacionada com a proteção da respectiva fonte de água bruta. A gestão das causas de contaminação das águas naturais traduz-se na disponibilidade de uma água com menor grau de contaminação, o que, para além de garantir maior segurança na qualidade da água fornecida aos consumidores, implica menor esforço no seu processo de tratamento. Com efeito, quanto menos poluída for a água afluente a uma estação de tratamento, menos extensivos e dispendiosos serão os meios necessários à salvaguarda da saúde pública: a uma menor quantidade de produtos químicos utilizados corresponde uma redução na formação de subprodutos do tratamento e um benefício económico e ambiental decorrente da minimização de custos operacionais, do consumo de recursos e da produção de resíduos.

A compreensão das razões pelas quais ocorrem alterações da qualidade da água bruta é muito importante, pois elas podem influenciar os níveis de tratamento exigidos e, por conseguinte, todo o processo de produção de água para consumo humano. Geralmente, esta qualidade é influenciada por fatores naturais e antropogênicos. Nos primeiros incluem-se a vida selvagem, o clima, a topografia, a geologia e a vegetação. Os fatores antropogênicos resultam, normalmente, na descarga de contaminantes indesejados sob duas formas: pontual (águas residuais municipais e industriais) ou difusa (drenagem urbana e de atividades agropecuárias).

A legislação que estabelece os procedimentos e responsabilidades relativas ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano no Brasil é a Portaria MS 518/2004, do Ministério da Saúde. Antes mesmo da promulgação da Constituição Federal de 1988, o decreto federal nº 79.367 de 9/3/1977 atribuía ao Ministério da Saúde competência para elaborar normas sobre o padrão de potabilidade da água, a serem observadas em todo o território nacional. Desde então o Ministério da Saúde sancionou 4 portarias que dispõem sobre potabilidade de água para consumo humano: Portaria 56Bsb/1977, Portaria 36GM/1990, Portaria 1469/2000 e Portaria MS 518/2004 (BRASIL, 2004), esta última idêntica à Portaria 1469/2000, à exceção de prazos para adaptação e alguns quesitos técnicos.

A Portaria MS 518/2004 trouxe diversos avanços em relação à Portaria 36GM/1990, destacando-se: a incorporação do princípio da descentralização das ações do SUS; visão sistêmica da qualidade da água; definição clara de deveres e responsabilidades de cada esfera de governo e dos responsáveis pela produção e distribuição de água e principalmente a garantia ao consumidor do direito à informação sobre a qualidade da água a ele oferecida, seja pelos sistemas e soluções alternativas de abastecimento de água ou pelo setor saúde.

A Portaria MS 518/2004 atribui deveres e obrigações para diferentes níveis governamentais, sendo que as secretarias municipais de saúde têm o papel de exercer a vigilância da qualidade da água. Sendo assim, segundo a Portaria, a secretaria de saúde do município deve verificar, continuamente, se a água fornecida à população atende aos padrões de qualidade. A atividade de vigilância da qualidade da água para consumo humano envolve desde a avaliação do grau de risco que os sistemas representam à saúde pública em função da origem da água, do tratamento dado a essa água e dos procedimentos adotados em todo o

processo até a verificação de queixas e denúncias feitas pelos consumidores em relação à água.

Para que todo este processo funcione de forma eficaz e permanente, a legislação prevê uma série de ações que devem ser implementadas pelas autoridades responsáveis. A autoridade municipal de saúde tem a responsabilidade de desenvolver, entre outras ações:

- Monitoramento da qualidade da água, que engloba atividades como elaborar um plano próprio de amostragem e receber e analisar, mensalmente, os relatórios encaminhados pelos responsáveis pelo controle da qualidade da água (empresas de abastecimento);
- Identificação, cadastramento e inspeção periódica de todas e quaisquer formas de abastecimento de água coletivas ou individuais na área urbana e rural, incluindo os poços que atendam a um único domicílio;
- Informações para a população sobre a qualidade da água e os riscos à saúde associados ao seu consumo, mantendo registros atualizados sobre as características da água distribuída, sistematizados de forma compreensível à população e disponibilizados para pronto acesso e consulta pública;
- Atuação junto aos responsáveis pelo fornecimento de água (empresas que operam sistemas de abastecimento ou soluções alternativas) exigindo a correção de situações irregulares (não conformidades);
- Estruturação de canais para o recebimento de queixas referentes às características da água e estabelecimento de procedimentos para as providências necessárias.

Já as atividades de controle da qualidade da água para consumo humano competem aos responsáveis pela operação do sistema de abastecimento ou da solução alternativa de abastecimento, que devem assegurar que a água fornecida à população apresente qualidade compatível com os padrões estabelecidos na legislação. Todo processo operacionalizado para tornar a água potável e garantir que esta condição seja mantida até a chegada aos domicílios é de responsabilidade da empresa de abastecimento público. Para que este conceito fique claro, deve-se ter em mente que a água fornecida aos consumidores nada mais é do que um produto, que é obtido através de um processo de tratamento da água disponível na natureza. Este processo é composto de sucessivas etapas que tornam a água segura para o consumo humano, obedecendo

aos padrões de potabilidade. Entre as ações que as empresas responsáveis pelo abastecimento de água devem fazer para cumprir com as determinações da Portaria MS 518/2004, destacam-se:

- Operar e manter o sistema de abastecimento de água potável em conformidade com as normas técnicas aplicáveis publicadas pela ABNT e com outras normas e legislações pertinentes;
- Manter e controlar a qualidade da água distribuída, que implica em realizar análises laboratoriais da água, em amostras provenientes das diversas partes que compõem o sistema de abastecimento; capacitar e atualizar tecnicamente os profissionais do sistema e controle da qualidade da água, realizar o controle operacional das unidades de captação, adução, tratamento, reserva e distribuição, entre outras ações;
- Encaminhar à autoridade de saúde pública, relatórios mensais com informações sobre o controle da qualidade da água, segundo modelo estabelecido pela referida autoridade;
- Fornecer a todos os consumidores informações sobre a qualidade da água;
- Comunicar, imediatamente, à autoridade de saúde pública e informar, adequadamente, à população a detecção de qualquer anomalia operacional no sistema ou problema com a qualidade da água tratada, identificada como de risco à saúde;
- Manter mecanismos para recebimento de queixas referentes às características da água, para a adoção das providências pertinentes;
- Promover, em conjunto com os órgãos ambientais e gestores de recursos hídricos, as ações cabíveis para a proteção do manancial de abastecimento e de sua bacia contribuinte, assim como efetuar o controle das características das suas águas, notificando imediatamente a autoridade de saúde pública sempre que houver indícios de risco à saúde ou sempre que as amostras coletadas apresentarem resultados em desacordo com os limites ou condições estabelecidas na legislação vigente.

## Tecnologias de Manejo e Tratamento

Segundo Bursill (2001), o tratamento de água para consumo humano deve ter como metas:

- Garantir a produção de água segura;
- Proporcionar água esteticamente agradável;
- Assegurar que a tecnologia empregada não causará a presença de compostos indesejáveis após o tratamento.

Existem várias alternativas tecnológicas para que essas metas sejam alcançadas, porém, com a contínua investigação científica sobre a solução de problemas específicos de qualidade da água de mananciais e a descoberta de potenciais novos contaminantes e sub-produtos do próprio tratamento, tais conceitos podem sofrer mudanças e provocarem diferentes pontos de vista por parte dos pesquisadores e especialistas envolvidos com a questão. Ainda sob a ótica de Bursill (2001), a meta específica de produção de água segura, deve ater-se aos seguintes objetivos:

- Qualidade microbiológica;
- Subprodutos da desinfecção (SPD);
- Toxinas de cianobactérias;
- Pesticidas e outros micropoluentes orgânicos antropogênicos;
- Chumbo, arsênico e outras substâncias tóxicas inorgânicas;
- Desautores endócrinos químicos e farmacêuticos.

Quanto a aspectos estéticos e organolépticos da água o autor comenta que sua garantia é facilitada pelo alto grau de conhecimento já desenvolvido sobre o assunto, porém, com grande influência nos custos do tratamento a ser implementado, dependendo de cada situação específica.

Sempre existirá o risco de problemas secundários gerados pelo uso de produtos químicos durante o tratamento e/ou inter-relações entre os possíveis contaminantes presentes na água, provocando dificuldades no alcance da terceira meta, onde os principais problemas são listados:

- SPDs;
- Residuais de produtos químicos: Alumínio, ferro, cloro, manganês, polieletrólitos, etc;
- Corrosividade;
- Geração de biofilmes dos dispositivos de distribuição da água;
- Gosto e odor.

A proteção da qualidade da água na bacia hidrográfica e na captação constitui-se na primeira barreira de proteção da qualidade da água no sistema de abastecimento. Nas situações em que a gestão da fonte de água esteja fora da jurisdição da entidade gestora do sistema, o planejamento e a aplicação de medidas de controle requer a coordenação com quem exerce essa autoridade. Pode não ser possível, de início, aplicar todos os aspectos relacionados com a proteção da fonte de água, mas esta abordagem pode contribuir para sensibilizar os diversos atores institucionais com atividade na bacia para uma gestão integrada da água, pressupondo uma responsabilização solidária na proteção da sua qualidade e na prevenção de riscos de poluição.

As medidas de controle a serem estabelecidas para a proteção dos mananciais de abastecimento, segundo Vieira e Morais (2005), devem ter em conta a caracterização de riscos e podem incluir, entre outros, os elementos destacados abaixo:

Na bacia hidrográfica:

- Proibições e limitações aos usos do solo;
- Registro de produtos químicos utilizados na bacia hidrográfica;
- Especificações de proteção especial para indústrias químicas;
- Mistura / desestratificação de represas para reduzir o crescimento de cianobactérias ou para reduzir a zona anóxica do hipolímio e a solubilização de ferro e manganês dos sedimentos;
- Controle das atividades humanas dentro das fronteiras da bacia hidrográfica;
- Controle das descargas de águas residuais;
- Aplicação de normas regulamentares ambientais para o licenciamento de atividades poluentes;
- Fiscalização regular na bacia hidrográfica;
- Proteção de nascentes;
- Interceptação de escoamentos superficiais;
- Prevenção de atividades poluidoras clandestinas.

Nos reservatórios de água bruta e área de captação:

- Garantia de capacidade de armazenamento de água disponível durante períodos de seca;
- Localização e proteção adequadas da captação;
- Escolha apropriada da profundidade de captação em represas;
- Implantação de barreiras que minimizem a entrada de algas e cianobactérias;

- Sistemas de segurança contra intrusão;
- Sistemas de segurança para prevenir atividades clandestinas;
- Minimização de tempos de detenção para prevenir crescimento anormal de algas;
- Garantia de impermeabilização adequada dos reservatórios de água bruta;
- Estabelecimento de programas de limpeza para remoção de matéria orgânica.

Após a proteção da fonte, a barreira seguinte que surge no diagrama de fluxo de um sistema de abastecimento para impedir a deterioração da qualidade da água é constituída pelo conjunto de operações e processos de tratamento a que a água é submetida. Como referido anteriormente, a complexidade do esforço de tratamento necessário é diretamente proporcional à contaminação da água bruta.

O tratamento de cursos de água corrente constitui normalmente um desafio permanente à adaptação operacional das estações de tratamento, de modo a produzir água para abastecimento público a partir de águas com qualidade variável ao longo do ano. O conjunto de operações a que geralmente se designa por tratamento convencional (coagulação, floculação, sedimentação e filtração) constitui a base dos esquemas geralmente utilizados para tratar estas águas superficiais, podendo-se, em alguns casos, investigar-se o potencial de emprego da filtração lenta, contemplando etapas de pré-tratamento como de filtração em múltiplas etapas (FiME), da flotação e processos de separação em membranas.

As águas de lagos e represas, por apresentarem uma pré-sedimentação natural e uma qualidade mais uniforme durante o ano, podem contemplar etapas de tratamento mais simplificadas, como as de filtração lenta e variantes da filtração direta. Para remoção de compostos causadores de odor e sabor é freqüentemente utilizado o carvão ativado (na forma granular ou em pó) associado, ou não, ao uso de oxidantes.

O estabelecimento de um sistema organizado para o tratamento de águas superficiais, mais do que ciência é uma arte na interligação de operações e processos, atendendo às características de qualidade da água bruta. Em termos gerais, um sistema de tratamento pode incluir um pré-tratamento e o tratamento propriamente dito.

O pré-tratamento contempla operações prévias, podendo incluir a

aeração, o uso de pré-oxidantes, filtros grosseiros, micropeneiras, reservatórios de água bruta, filtração em margem e aplicação de carvão ativado em pó, com ou sem a inclusão de tanques de contato. As opções de pré-tratamento devem ser compatíveis com os processos de tratamento seguintes, os quais podem apresentar complexidade variável, desde a filtração lenta até filtração com uso de membranas. O pré-tratamento pode reduzir ou estabilizar cargas de matéria orgânica natural e microbiológica.

As operações e os processos de coagulação, floculação, sedimentação ou flotação e filtração promovem a remoção de partículas, substâncias e elementos dissolvidos e microrganismos patogênicos. Além disso, deve prevenir o crescimento microbiológico, a corrosão dos materiais, a formação de biofilmes e depósitos na rede de distribuição, além de promover o devido tratamento aos resíduos gerados (lodos), evitando-se, no caso da presença de cianobactérias, a ocorrência do lise celular com a conseqüente liberação de toxinas à água em tratamento ou às águas reaproveitadas dessas operações.

A garantia de produção de água para abastecimento, dentro dos padrões de potabilidade, torna-se tarefa complexa que exige pessoal cada vez mais qualificado e recursos tecnológicos/laboratoriais cada dia mais avançados e caros.

Apresentam-se, a seguir, as Tabelas 1.3, 1.4, 1.5, 1.6 e 1.7 que contemplam alguns contaminantes de origem natural, urbana e decorrente de atividades agrícolas e industriais, além de subprodutos da desinfecção, cianobactérias e cianotoxinas, seus limites (WHO, 2004 e BRASIL, 2004) e eficiências obtidas por diversas técnicas de tratamento.

**Tabela 1.3** Eficiências de tratamento obtidas sobre compostos químicos de origem natural para os quais foram estabelecidas recomendações limites (adaptado de WHO, 2004)

Parâmetro	Cloração	Coagulação	Troca Iônica	Abrandamento	Alumina ativada	Carvão ativado	Ozonização	Membranas	WHO/2004 (mg/L)	Portaria MS 518/2004 (mg/L)
Arsênio		+++ <0,005	+++ <0,005	+++ <0,005	+++ <0,005			+++ <0,005	0,01 (P)	0,01
Bário									0,7	0,7
Cromo									0,05 (P)	0,05
Fluoreto		++			+++ <1			+++ <1	1,5	1,5
Manganês	+++ <0,005	++					+++ <0,005	+++ <0,005	0,4 (C)	
Molibdênio									0,07	
Selênio		++	+++ <0,01		+++ <0,01			+++ <0,01	0,01	0,01

P: valores recomendados provisoriamente, com evidências de perigo, no entanto, a informação disponível sobre os efeitos na saúde humana é limitada; C: concentrações dessa substância, mesmo abaixo do limite recomendado, pode afetar a aparência e causar problemas de gosto e odor.

Esta tabela inclui somente aqueles produtos químicos que possuem dados disponíveis. As lacunas em branco na tabela indicam que o processo é completamente ineficaz ou que não há dados disponíveis sobre a eficiência do processo. Para os processos mais efetivos, a tabela indica a concentração do produto químico, em mg/L, que podem ser alcançados.

**Significado dos símbolos:** + : Limite de remoção; ++: 50% ou mais de remoção; +++: 80% ou mais de remoção

**Tabela 1.4** Eficiências de tratamento obtidas sobre compostos químicos de atividades agrícolas para os quais foram estabelecidas as recomendações limites (adaptado de WHO, 2004)

Parâmetro	Cloração	Aeração	Coagulação	Troca iônica	Carvão ativado	Ozonização	Processos Oxidativos Avançados	Membranas	Tratamento biológico	WHO/2004 (µg/L)	Portaria MS 518/2004
Alaclor					+++ <0,001	++	+++ <0,001	+++ <0,001		20	20,0 (µg/L)
Aldrin / Dieldrin			++	+++ <0,00002	+++ <0,00002		+++ <0,00002	+++ <0,00002		0,03	0,03 (µg/L)
Atrazina			+		+++ <0,001	++	+++ <0,001	+++ <0,001		2	2 (µg/L)
Cianazina					+++ <0,001	+	+++ <0,001	+++ <0,001			
Clordano					+++ <0,001	+++ <0,001				0,2	0,2 (µg/L)
DDT	+		+++ <0,001		+++ <0,001	+	+++ <0,001	+++ <0,001		1	2 (µg/L)
2,4 D			+		+++ <0,001	+++ <0,001				30	30 (µg/L)
Endrin			+	+++ <0,002						0,6	0,6 (µg/L)
Lindano					+++ <0,001	++				2	2 (µg/L)
Metalocloro					+++ <0,001	++				10	10 (µg/L)
Metoxicloro			++	+++ <0,001	+++ <0,001					20	20 (µg/L)
Simazina					+++ <0,001	++	+++ <0,001	+++ <0,001		2	2 (µg/L)
Trifluralina					+++ <0,001		+++ <0,001	+++ <0,001		20	20 (µg/L)
Nitrato				+++ <5				+++ <5	+++ <5	50 (mg/L)	10 (mg/L)
Nitrito	+++ <0,1					+++ <0,1	+++			0,2 (P)	1 (mg/L)

P: valores recomendados provisoriamente, com evidências de perigo, no entanto, a informação disponível sobre os efeitos na saúde humana é limitada.

Esta tabela inclui somente aqueles produtos químicos que possuem dados disponíveis. As lacunas em branco na tabela indicam que o processo é completamente ineficaz ou que não há dados disponíveis sobre a eficiência do processo. Para os processos mais efetivos, a tabela indica a concentração do produto químico, em mg/litro, que podem ser alcançados.

**Significado dos símbolos:** +: Limite de remoção; ++: 50% ou mais de remoção; +++ : 80% ou mais de remoção.

**Tabela 1.5** Eficiências de tratamento obtidas sobre produtos químicos derivados da indústria e de áreas urbanas para os quais foram estabelecidas recomendações limites (adaptado de WHO, 2004)

Parâmetro	Cloração	Aeração	Coagulação	Troca Iônica	Carvão ativado	Ozonização	Processos Oxidativos Avançados	Membranas	Tratamento biológico	WHO/2004 (µg/L)	Portaria MS 518/2004
Alaclor					+++ <0,001	++	+++ <0,001	+++ <0,001		20	20,0 (µg/L)
Aldrin / Dieldrin			++	+++ <0,00002	+++ <0,00002			+++ <0,00002		0,03	0,03 (µg/L)
Atrazina			+		+++ <0,001	++	+++ <0,001	+++ <0,001		2	2 (µg/L)
Cianazina					+++ <0,001	+		+++ <0,001			
Clordano					+++ <0,001	+++ <0,001				0,2	0,2 (µg/L)
DDT	+		+++ <0,001		+++ <0,001	+	+++ <0,001	+++ <0,001		1	2 (µg/L)
2,4 D			+		+++ <0,001	+++ <0,001				30	30 (µg/L)
Endrin			+	+++ <0,002						0,6	0,6 (µg/L)
Lindano					+++ <0,001	++				2	2 (µg/L)
Metalocloro					+++ <0,001	++				10	10 (µg/L)
Metoxicloro			++	+++ <0,001	+++ <0,001					20	20 (µg/L)
Simazina					+++ <0,001	++	+++ <0,001	+++ <0,001		2	2 (µg/L)
Trifluralina					+++ <0,001			+++ <0,001		20	20 (µg/L)
Nitrato				+++ <5				+++ <5	+++ <5	50 (mg/L)	10 (mg/L)
Nitrito	+++ <0,1					+++ <0,1	+++			0,2 (P)	1 (mg/L)

P: valores recomendados provisoriamente, com evidências de perigo, no entanto, a informação disponível sobre os efeitos na saúde humana é limitada.

Esta tabela inclui somente aqueles produtos químicos que possuem dados disponíveis. As lacunas em branco na tabela indicam que o processo é completamente ineficaz ou que não há dados disponíveis sobre a eficiência do processo.

**Significado dos símbolos:** + : Limite de remoção / ++ : 50% ou mais de remoção / +++ : 80% ou mais de remoção

**Tabela 1.6** Valores recomendados e valores máximos permitidos para produtos químicos usados no tratamento de água e sub-produtos da desinfecção (adaptado de WHO, 2004)

Desinfetantes	Valores recomendados (mg/L) <sup>a</sup>	Portaria MS 518/2004 (em mg/L)
Cloro	5 C	5 <sup>(1)</sup>
Monocloramina	3	3
Sub-produtos da desinfecção	Valores recomendados (µg/L) <sup>a</sup>	Portaria MS 518/2004 (em mg/L)
Bromato	10 <sup>b</sup> (A, T)	0,025
Bromodichlorometano	60	
Bromofórmio	100	
Clorofórmio	200	
Dibromochlorometano	100	
Trihalometanos		0,1

(1): Cloro na forma livre. Análise exigida de acordo com o desinfetante utilizado.

<sup>a</sup> P : valores recomendados provisoriamente, com evidências de perigo, no entanto, a informação disponível sobre os efeitos na saúde humana é limitada; A : valor provisionado porque o valor calculado recomendado está abaixo do nível de quantificação prática; C : concentrações dessa substância, mesmo abaixo do limite recomendado, pode afetar a aparência e causar problemas de gosto e odor; T : valor provisionado porque o valor calculado recomendado está abaixo do nível que pode ser alcançado através de métodos de tratamento práticos, controle da fonte, etc.

**Tabela 1.7** Eficiências de tratamento obtidas sobre cianobactérias e cianotoxinas para os quais foram estabelecidas recomendações limites (adaptado de WHO, 2004)

Parâmetro	Cloração	Coagulação	Carvão ativado	Ozonização	Processos Oxidativos Avançados	Membranas	Portaria MS 518/2004
Cianobactérias		+++				+++	
Cianotoxinas	+++		+++	+++	+++		1,0 (µg/L)

Notas: cloração ou ozonização podem liberar cianotoxinas; +++: 80% ou mais de remoção. Esta tabela inclui somente aqueles produtos químicos que possuem dados disponíveis. As lacunas em branco na tabela indicam que o processo é completamente ineficaz ou que não há dados disponíveis sobre a eficiência do processo.

## Foco dos Projetos de Pesquisa da Rede do Tema 1 do 4º Edital do PROSAB

Os projetos de pesquisa desenvolvidos pela rede do Tema 1 do Prosab incluem diversas técnicas de tratamento de água, estudadas em escala de bancada e instalações piloto, sob o título geral: “Tratamento de águas superficiais visando a remoção de microalgas, cianobactérias e microcontaminantes orgânicos potencialmente prejudiciais à saúde, com destaque às cianotoxinas”. Dela participaram sete instituições coordenadoras, entre outras colaboradoras, incluindo parcerias com as companhias de saneamento locais. A seguir, apresenta-se de forma resumida os principais temas envolvidos nas pesquisas, cujos resultados fazem parte dos diversos capítulos da presente publicação.

### **EESC – USP / Departamento de Hidráulica e Saneamento**

**Título do projeto:** Remoção de células e subprodutos de cianobactérias por dupla filtração, oxidação e adsorção.

**Objetivo geral:** Avaliação da remoção de *Microcystis* spp. e subprodutos gerados, presentes em águas de estudo, em experimentos em bancada e em instalação piloto, nos processos que envolvem a dupla filtração com filtro ascendente de pedregulho, precedida ou não de oxidação, além do emprego de adsorvedores como carvão ativado em pó e granular.

### **EPUSP – USP / Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária**

**Título do projeto:** Membranas

**Objetivo geral:** Estudar os processos de separação por membranas para tratamento de água de mananciais contaminados com micropoluentes.

### **IPH - UFRGS**

**Título do projeto:** Caracterização e Tratamento de Águas com Presença de Algas e de Cianobactérias

**Objetivo geral:** Estudar medidas práticas e de baixo custo, passíveis de implantação em sistemas de produção de águas de abastecimento a partir de águas com problemas provocados por florações de fitoplâncton (algas e cianobactérias), com vistas à caracterização e tratamento.

---

**UFMG – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental**

**Título do projeto:** Remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos no manancial e estação de tratamento da água.

**Objetivo geral:** Avaliar técnicas de prevenção da afluência de cianobactérias a estações de tratamento de água e a eficiência da remoção de células de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos.

**UFSC – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental**

**Título do projeto:** Filtração em margem como pré-tratamento à filtração direta para remoção de microalgas, cianobactérias e cianotoxinas

**Objetivo geral:** Estudar a filtração em margem como pré-tratamento à filtração direta e comparar com a pré e pós oxidação para remoção de microalgas, cianobactérias e cianotoxinas de um manancial eutrofizado.

**UnB – Departamento de Engenharia Civil e Ambiental / UFG – Escola de Engenharia Civil / UFRJ - Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho**

**Título do projeto e objetivo geral:** Remoção de cianobactérias, cianotoxinas e pesticidas por 3 diferentes técnicas de tratamento: filtração lenta, sedimentação e carvão ativado em pó

**UNESP – Ilha Solteira – Departamento de Engenharia Civil**

**Título do projeto:** Remoção de algas e cianobactérias utilizando filtração em múltiplas etapas, com o uso de carvão ativado granular e mantas não texturizadas

**Objetivo geral:** Avaliar a remoção de algas e cianobactérias de lagos e represas eutrofizadas utilizando a filtração em múltiplas etapas, com pré-filtros dinâmico e de pedregulho em fluxo ascendente, filtros lentos com diversos arranjos dos materiais filtrantes e polimento em coluna de carvão ativado.

## Referência Bibliográfica

BRASIL, 2004. Portaria n° 518 de 25 de março de 2004 do Ministério da Saúde. Estabelece procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e das outras providências.

BURSILL, D. Drinking Water Treatment – Understanding the Processes and Meeting the Challenges, Water Science and Technology: Water Supply, Vol 1, n. 1, p. 1-7, IWA Publishing and the authors, 2001.

CAMPINAS, M., TEIXEIRA, M. R., LUCAS, H., ROSA, M. J. - Previsão da Capacidade de Remoção de Cianobactérias e Cianotoxinas na ETA de Alcantarilha - Actas do 10º Encontro Nacional de Saneamento Básico. Associação Portuguesa de Saneamento Básico, Universidade do Minho, Setembro 2002.

ENLEGEN, G. B. A system approach to water quality. Quality of Ground Water Proceed. Intl. Symp. Studies in Environmental Sciences, Netherlands, v. 17, p. 1-15, 1981.

FERREIRA Filho S. S., MARCHETTO, M. Otimização Multi-Objetivo de Estações de Tratamento de Águas de Abastecimento: Remoção de Turbidez, Carbono Orgânico e Gosto e Odor – Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental, Vol 11, n. 1, pp 7-15, jan/mar, 2006.

FREITAS, M. B.; FREITAS, C. M. - A vigilância da qualidade da água para consumo humano – desafios e perspectivas para o Sistema Único de Saúde. In: Ciência & Saúde Coletiva. Vol. 10, no. 4. Rio de Janeiro, Oct./Dec. 2005.

HRUDEY, S. E., BURCH, M., DRIKAS, M., GREGORY, R. - “Remedial Measures”, in Toxic Cyanobacteria in Water, editado por Ingrid Chorus e Jamie Bartram, London e New York, E & FN SPON, 1999, pp. pp 275-306.

REBOUÇAS, A. C. – Estratégias para se Beber Água Limpa – O Município no século XXI: Cenários e Perspectivas, Desenvolvimento e Ambiente, pp 199-215, 1999.

USEPA, Guidelines for Water Reuse. Technology Transfer Manual. N. EPA/625/R-92/004, Washington, DC, 1992.

VIEIRA, J. M. P. e MORAIS, C. - Planos de Segurança em Sistemas Públicos de Abastecimento de Água para Consumo Humano, Instituto Regulador de Águas e Resíduos, Universidade do Minho, 2005

von SPERLING, M. – Visão integrada do saneamento por bacia hidrográfica e o monitoramento da sua qualidade. In: Andreoli, C. V.; Willer, M. (Eds.) Gerenciamento do Saneamento em Comunidades Planejadas. Série Cadernos Técnicos Alphaville, 1. São Paulo, Alphaville Urbanismo S.A, p. 42-57, 2005.

WORLD HEALTH ORGANIZATION - Guidelines for Drinking-Water Quality vol. I - Recommendations 4<sup>th</sup> Ed., 2004, Geneve, Switzerland.

## Capítulo 2

# Fundamentos Biológicos e Ecológicos Relacionados as Cianobactérias

*Beatriz Suzana Ovruski de Ceballos, Sandra Maria Feliciano de Oliveira e Azevedo;  
Maria Mercedes de Almeida Bendate*

---

## Considerações Gerais

Desde a metade do século XX se reconhece a poluição e a introdução de macronutrientes (nitrogênio e fósforo) nos corpos hídricos como a principal causa da eutrofização e das conseqüentes alterações da qualidade da água, que se relacionam com a saúde pública. Aproximadamente, 30 a 50 % dos ambientes aquáticos continentais ao redor do mundo estão eutrofizados, com maiores registros naqueles situados em locais próximos a centros urbanos e de áreas agrícolas, onde as descargas de nitrogênio e fósforo, nutrientes essenciais aos organismos autótrofos, são mais intensas (TUNDISI e TUNDISI, 1992). A floração de espécies fitoplanctônicas, ou "blooms" é uma das conseqüências da eutrofização que se caracteriza pelo crescimento exuberante de microalgas ou de cianobactérias, sendo nas últimas décadas observada a dominância destas últimas. As florações são eventos de multiplicação e acumulação de cianobactérias e microalgas, seja durante horas ao longo do dia ou com maior duração, havendo registros, em lagos e represas, com florações durante vários meses (AZEVEDO et al, 1994).

São cada vez mais freqüentes as florações de cianobactérias em ambientes aquáticos lênticos continentais de clima tropical, onde as temperaturas elevadas parecem estimular seu desenvolvimento, embora se observe também nos rios, no mar e nos estuários, das mais diversas regiões do mundo, independente do clima (ESTEVES, 1998; BOUVY et al. 1999; HUSZAR et al. 2000).

As florações alteram a cor da água e conferem aspecto desagradável ao corpo aquático. As cianobactérias ali presentes podem produzir

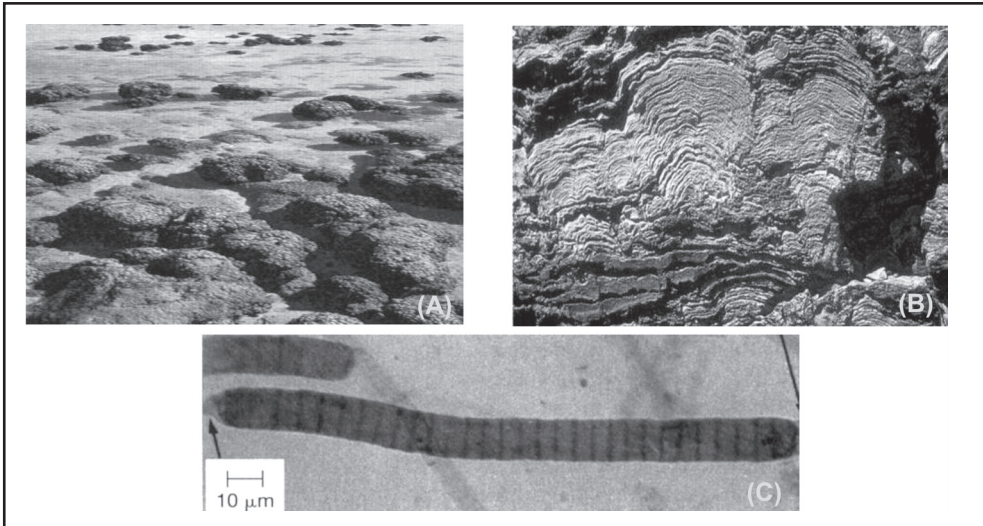
toxinas potentes (cianotoxinas) que causam intoxicações agudas ou crônicas, com conseqüências nem sempre bem conhecidas (Ministério da Saúde/FUNASA, 2003). Há registros de mortes de animais e seres humanos em poucas horas, ou até após meses de ingestão continua de água com essas toxinas, enquanto outras causam somente irritações na pele após contato (CARMICHAEL, 1992). Diversas espécies potencialmente tóxicas já foram identificadas enquanto em outras, até hoje, não foram identificas linhagens produtoras de toxinas. Linhagens (ou cepas) de uma mesma espécie podem ou não produzir cianotoxinas, em diferentes condições ambientais.

Sant'Anna e Azevedo (2000) relatam a ocorrência de 20 espécies de cianobactérias potencialmente tóxicas, distribuídas em 14 gêneros, isolados de diferentes ambientes aquáticos brasileiros, até 1999. Alguns estudos com camarões, mexilhões e peixes em diferentes partes do mundo sugerem a ocorrência de acumulação de cianotoxinas na cadeia alimentar. Entretanto, não é fácil estimar os riscos dessa acumulação para os seres humanos, para as cadeias tróficas e seu efeito no equilíbrio dos ecossistemas (FALCONER et al, 1996; MAGALHÃES et al, 2001).

## Diversidade das Cianobactérias e Aspectos Fisiológicos

Denominadas anteriormente como algas azuis, cianofíceas, Myxophyta ou cianoprocariotes, as cianobactérias constituem um grupo muito antigo de organismos fotoautotróficos, com registros fósseis que remontam há cerca de 3,5 bilhões de anos (Figura 2.1) (CARMICHAEL, 1994, BLACK, 1999). Foram encontrados microfósseis de cianobactérias na Austrália, nos Estados Unidos (Estado de Montana) e na formação Lakhanda, no leste da Sibéria (*Paleolynghya*), com idade calculada em 930 milhões de anos, e também no Brasil, com destaque no Estado de Minas Gerais.

A Portaria do Ministério da Saúde 518/2004, no Artigo 4, define cianobactérias como: "...microorganismos procarióticos autotróficos, também denominados como cianofíceas (algas azuis), capazes de ocorrer em qualquer manancial superficial especialmente naqueles com elevados níveis de nutrientes (nitrogênio e fósforo), podendo produzir efeitos adversos à saúde".



**Figura 2.1** Microfósseis do pré-cambriano tardio, com mais de 950 milhões de anos (A) Massas de paleobactérias crescidas em estromatólitos fósseis (depósitos ancestrais de bactérias) no oeste de Austrália; (B) Seção de estromatólitos fósseis, mostrando camadas horizontais de bactérias. Montana; (C) *Paleolygnbia* - cianobactéria filamentosa isolada da formação Lakhanda, no leste de Sibéria (BLACK, 1996).

As cianobactérias são organismos aeróbios, que requerem para seus processos vitais água, dióxido de carbono, substâncias inorgânicas e luz. A fotossíntese é seu principal modo de obtenção de energia para os processos metabólicos de biosíntese, crescimento e multiplicação, produzindo oxigênio molecular. Provavelmente foram os primeiros produtores primários de matéria orgânica a liberarem este gás na atmosfera primitiva causando sua transformação, originalmente com teores mais elevados de gás carbônico, na condição atual, mais rica em oxigênio (CARMICHAEL, 1994).

Suas células têm ultra-estrutura procariótica, isto é, o núcleo celular não se apresenta revestido por uma membrana, como nas células eucarióticas e, portanto, sua estrutura é mais próxima às bactérias. O citoplasma não possui organelas e as células de cianobactérias não apresentam estruturas móveis, como os flagelos, presentes nas bactérias. O processo reprodutivo é sempre assexuado, sendo geralmente por fissão binária da célula (REYNOLDS, 1997).

Colonizam uma grande diversidade de habitats, incluindo espécies de águas continentais, de ambientes marinhos e até em ambientes

polares, assim como solos úmidos. Podem se desenvolver aderidas a substratos diversos, como árvores e paredes de edifícios. Entretanto, nas águas doces dos ambientes continentais é onde seu desenvolvimento chega a ser abundante, devido à maioria das espécies apresentarem melhor crescimento em águas neutras a alcalinas (pH 6 a 9), temperatura entre 15 a 30°C e alta concentração de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo.

Embora hoje sejam mais conhecidas pela sua capacidade de sintetizar toxinas potentes, existem espécies benéficas e de aplicação biotecnológica (FALCH *et al*, 1992).

As observações e descrições iniciais da variada morfologia das cianobactérias são atribuídas ao botânico Linneu, em 1755. Seu tamanho varia desde poucos micrometros (0,2 a 2 µm, como membros do gênero *Synechococcus*) até 20 µm ou mais. Apresentam formas diversas: arredondadas, ovóides, cilíndricas, estreladas e de meia lua, entre outras. Esses microrganismos podem apresentar níveis de organização como unicelulares, coloniais ou filamentosos. A excreção de polissacarídeos por algumas espécies, que formam um envoltório em torno das células, caracteriza o revestimento conhecido como bainha (quando é aberto) ou mucilagem (quando envolve completamente o tricoma ou colônia). São exemplos de gêneros unicelulares (uma única célula de vida livre) *Synechococcus* e *Aphanothece*; formam estruturas coloniais (células individuais agregadas pela mucilagem de polissacarídeos) *Microcystis*, *Gomphospheria* e *Merismopedium*. Esses agregados dificultam a predação e facilitam a absorção de nutrientes e o crescimento. Dentre as formas filamentosas destacam-se *Oscillatoria*, *Planktothrix*, *Anabaena*, *Cylindrospermopsis* e *Nostoc* (REYNOLDS, 1997). Nas espécies filamentosas, a presença de heterocitos e acinetos (células diferenciadas para fixação de nitrogênio e de resistência), são um importante caráter taxonômico dependendo de sua forma, número e posição.

Algumas cianobactérias podem apresentar aerótopos (vesículas gasosas), que permitem regular sua posição na coluna d'água e, ao microscópio, são visualizados como corpos irregulares e refringentes, incolores ou com coloração marrom ou rosada. Essa característica, diferencial em relação a outros organismos do fitoplâncton, confere vantagem seletiva importante às espécies que as possuem e permite a formação de espessas camadas de cianobactérias na superfície da água, quando ocorre um evento de floração de superfície. Essa capacidade de

movimentação vertical na coluna de água, de acordo com a disponibilidade de luz, de nutrientes e ausência de predadores, lhes confere também proteção aos efeitos fotooxidantes e pode ser favorável para seu rápido crescimento, causando, em consequência, florações no corpo de água. As formas filamentosas apresentam menor capacidade de migração vertical e se distribuem mais homogeneamente na coluna da água (REYNOLDS, 1997; MOSS, 2000).

As cianobactérias apresentam como pigmentos característicos clorofila- $\alpha$ , ficobilinas (ficoeritrina, ficocianina e aloficocianina), xantofilas e carotenos, que participam da fotossíntese como pigmentos acessórios e protegem a célula da fotoxidação (REYNOLDS, 1997). Fazem fotossíntese oxigênica, ou seja, com liberação de oxigênio molecular, e esse processo metabólico é possível pelo fato de possuírem clorofila- $\alpha$ , e os dois fotossistemas (fotossistemas I e II), de forma semelhante às algas e plantas superiores. A clorofila-a, de cor verde, geralmente fica mascarada pelos carotenóides ( $\beta$ -carotenos) e pelos outros pigmentos fotossintéticos (ficobiliproteínas, ficocianina e aloficocianina, de cor azul, e ficoeritrina, vermelha). Os pigmentos fotossintéticos estão dispostos em membranas denominadas tilacóides (membranas específicas para a localização dos pigmentos) e esses, por sua vez, se distribuem próximo às membranas celulares, não organizados em organelas definidas, como ocorre nos cloroplastos das algas e das plantas (REYNOLDS, 1997).

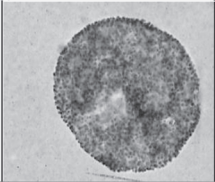
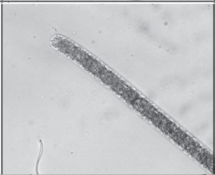
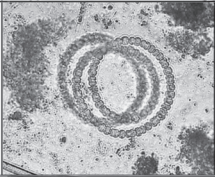

No seu conjunto, os pigmentos normalmente conferem cor verde azulado às cianobactérias e capacidade de absorção da luz entre os comprimentos de onda de 500 a 650 nm do espectro eletromagnético, assim como facilitam seu desenvolvimento em ambientes que recebem diferentes comprimentos de ondas da luz incidente.

As cianobactérias constituem o grupo maior e mais diverso dos microrganismos procarióticos (GEITLER, 1932 apud CHORUS e BARTRAM, 1999), incluindo cerca de 150 gêneros, com aproximadamente 2000 espécies. Sua identificação é complexa, sendo a classificação taxonômica proposta por Bicudo e Menezes (2005), Komárek e Anagnostidis (1986, 1989, 2000), Anagnostidis e Komárek (1988) e Werner (2002), a mais adotada atualmente. Estes autores dividem o grupo em quatro ordens: Chroococcales, Oscillatoriales, Nostocales e Stigonematales (Tabela 2.1). O sistema proposto por esses autores baseia-se em caracteres morfológicos, aspectos ecológicos, fisiológicos, bioquímicos e ultra-estruturais.

Além disso, a identificação e quantificação de cianobactérias em

ambientes aquáticos brasileiros foi recentemente abordada no trabalho de Sant'Anna et al. (2006), que apresenta algumas das principais espécies registradas no país, com chave taxonômica e imagens para reconhecimento dos organismos.

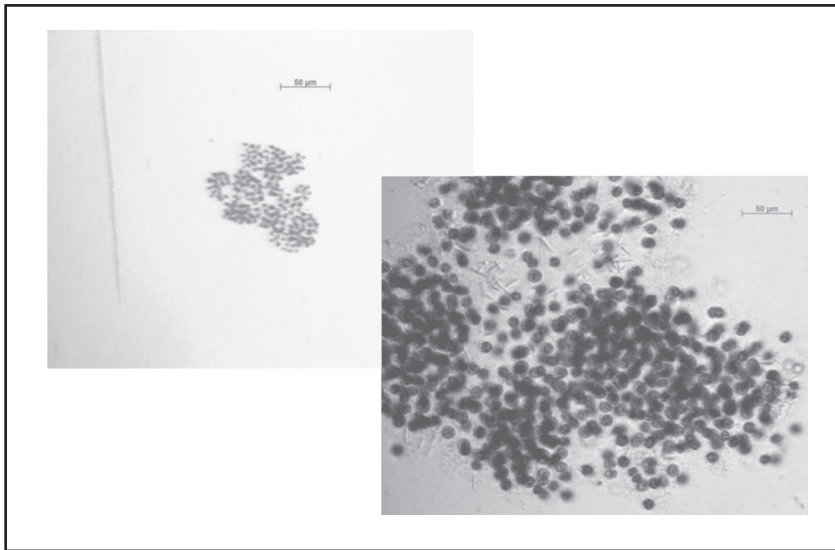
**Tabela 2.1** Esquema simplificado das principais características das ordens da Divisão Cyanophyta, Classe Cyanophyceae, conforme classificação adotada por Bicudo e Menezes (2005), Kómarek e Anagnostidis (1986, 1989, 2000), Anagnostidis e Komárek (1988).

Ordem	Talo	Características	Exemplo	Imagem
Chroococcales	Unicelular ou Colonial	Célula oval, cilíndrica, esférica, fusiforme ou bacilariforme	<i>Cyanothece spp.</i> <i>Synechococcus spp.</i> <i>Sphaerocavum brasiliensis</i> (imagem) <i>Radiocystis spp</i> <i>Merismopedia spp</i>	
Oscillatoriales	Filamentoso, sem ramificação, sem acineto ou heterocito	Tricoma com bainha Tricoma sem bainha	<i>Planktolyngbya spp</i> <i>Lyngbya spp</i> <i>Planktothrix isothrix</i> (imagem) (ant. <i>P.mougeotti</i> ) <i>Oscillatoria spp</i>	
Nostocales	Filamentoso, sem ramificação ou com falsas ramificações, com heterocitos e/ou acinetos	Presença de heterocitos e/ou acinetos	<i>Anabaena spp</i> (imagem) <i>Cilindrospermopsis raciborski</i>	
Stigonematales	Filamentoso, ramificação verdadeira	Heterocitos facultativos, raros acinetos Hábito sub-aéreo	<i>Stigonema ocellatum</i> (imagem)	

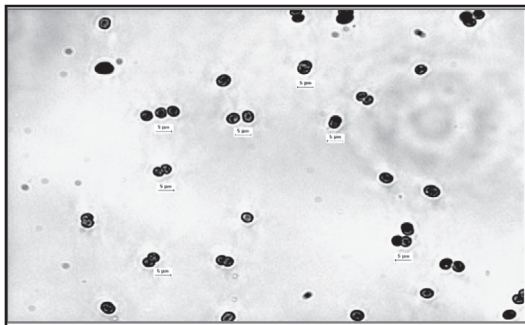
Fontes: *Sphaerocavum brasiliensis* aumento 200 X, *Planktothrix isothrix* aumento 400 X e *Anabaena sp.* aumento 200 X foram cedidos pelo DMAE (Departamento Municipal de Água e Esgoto de Porto Alegre-RS). *Stigonema ocellatum*, <http://protist.i.hosei.ac.jp/pdb/Images/Prokaryotes/Stigonemataceae/index.html>

Estudos moleculares podem constituir uma abordagem mais adequada para estabelecer relações filogenéticas entre os diferentes tipos de cianobactérias, com base em métodos de seqüenciamento de grandes moléculas (16S rRNA, por exemplo), técnicas de eletroforeses, hibridização ou através de técnicas imunológicas. Entretanto, o uso prático dessas informações requer a associação desses caracteres com a taxonomia clássica (CHORUS e BARTRAM, 1999).

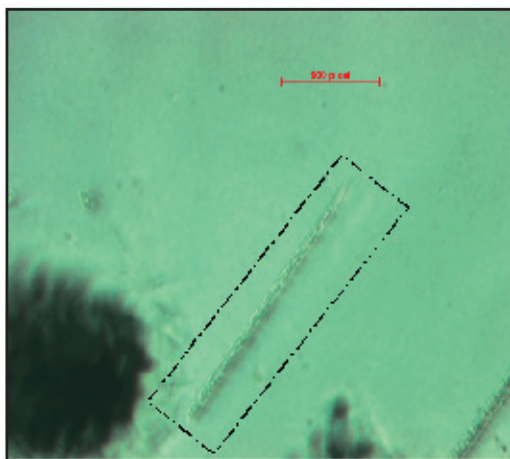
As Figuras 2.2, 2.3, 2.4, 2.5 e 2.6 correspondem a fotos de cianobactérias, algumas obtidas por pesquisadores do PROSAB 4, Tema 1, em amostras de fitoplâncton dos reservatórios estudados e de culturas de laboratório.



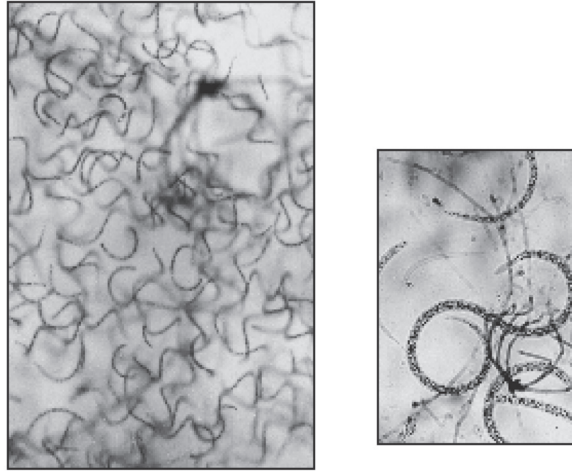
**Figura 2.2** Colônias de *Microcystis* spp observadas em uma floração mista no Reservatório do Funil – RJ.



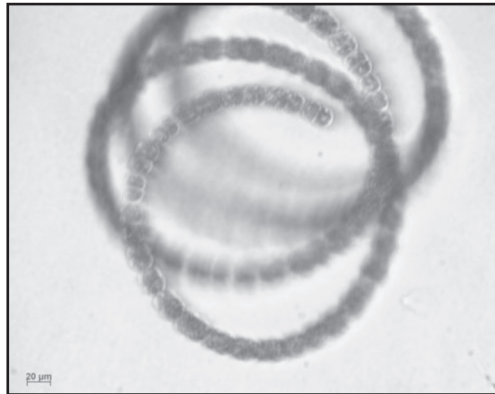
**Figura 2.3** Cultura de *Microcystis* obtida no Laboratório da UFSC, sob aeração (100X), (PROSAB 4, Tema1- 2003)



**Figura 2.4** - *Cylindrospermopsis raciborskii* de uma floração natural do reservatório do Funil (RJ) e de uma cultura do Laboratório da UNB - foto menor. (PROSAB 4 - Tema 1 -2004).



**Figura 2.5** Observação microscópica de uma floração por *Cylandropermopsis* spp no estado de Pernambuco



**Figura 2.6** *Anabaena* spp. isolada no reservatório do Funil (RJ).

## Eutrofização e Florações de Cianobactérias no Brasil

Uma provável primeira observação de florações de microalgas e de cianobactérias toxigênicas é um relato de mais de mil anos, da dinastia Han, na China, quando numa campanha militar, no sul do país, vários soldados morreram por envenenamento após cruzarem e beberem água

de um rio de cor extremamente verde. No século XII, no sudoeste da Escócia, monges de um monastério próximo ao lago “Soulseat Loch” tinham restrições ao uso dessa água pela sua forte cor verde, com sabor desagradável e que já era associada com casos de intoxicação. Um dos primeiros registros científicos foi feito somente no século XIX, sobre a intoxicação de animais domésticos por Francis (1878) apud Chorus e Bartram (1999).

A eutrofização dos ambientes aquáticos é produzida pelas crescentes atividades antropogênicas (descargas de esgotos domésticos e industriais dos centros urbanos e a poluição difusa das regiões agricultáveis), que provocam o enriquecimento artificial das águas naturais. Reconhece-se que a eutrofização é a principal causa do aumento da frequência e intensidade das florações de microalgas ou cianobactérias nos sistemas aquáticos.

O aumento da frequência de florações de cianobactérias ao redor do mudo, com espécies até então restritas a regiões específicas, pode estar indicando migrações aceleradas dessas espécies feita por aves ou água de lastro de navios, entre outras causas, evidenciando uma adaptação fácil das espécies introduzidas em um novo habitat (YUNES, 2002).

A eutrofização artificial altera a qualidade da água, incluindo a redução de oxigênio dissolvido, a perda das qualidades cênicas (alterações das características estéticas do ambiente e de seu potencial para lazer), a morte extensiva de peixes e o aumento da incidência de florações de microalgas e cianobactérias, com consequências negativas sobre a eficiência e custo de tratamento da água para abastecimento público.

Vários gêneros e espécies de cianobactérias que formam florações podem produzir toxinas (cianotoxinas), as quais apresentam efeitos danosos para a biota aquática e à saúde humana (AZEVEDO *et al.*, 2005 a,b).

A toxicidade de espécies de cianobactérias presentes nas florações pode apresentar 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, destaca-se a ocorrência cada vez mais freqüente de florações tóxicas. Tipicamente, cerca de 50% de todas as florações testadas em diferentes países mostram-se tóxicas em bioensaios (CARMICHAEL e GORHAM, 1981; SIVONEN *et al.*, 1990;

LAWTON e CODD, 1991; WATANABE *et al.*, 1997; COSTA e AZEVEDO, 1994; CODD *et al.*, 2005).

Estudos ecofisiológicos e limnológicos sobre a formação de florações evidenciam que a carga elevada de nutrientes, o tempo longo de retenção da água, a estratificação e temperatura elevada são os principais fatores que influenciam na formação e na intensidade das florações. No Brasil, este fenômeno é intensificado pelo fato de que a maioria dos reservatórios de água para abastecimento apresenta as características necessárias para o crescimento abundante de cianobactérias ao longo de todo o ano e vem sendo acelerado pela expansão da agroindústria em algumas regiões nos últimos 20 anos, destacando-se, por exemplo, no nordeste do país, as monoculturas de cana de açúcar e, na região Sul, a cultura da soja. A grande biomassa de cultivos monoespecíficos e a necessidade de intensificar o crescimento vegetal, pelo uso de fertilizantes, têm causado a rápida eutrofização de rios e reservatórios, resultando no incremento de macrofitas aquáticas e de altas concentrações de fósforo na coluna d'água e/ou no sedimento.

Dentre os gêneros identificados no Brasil em situações de florações se destacam *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Planktothrix*, *Cylindrospermopsis* e *Nodularia*, pela sua ampla distribuição, pela sua capacidade potencial de produzir toxinas e pelos efeitos que estas causam em outros organismos do ambiente aquático.

Dados mundiais mostram que entre 50 a 75% das florações registradas apresentam espécies tóxicas de cianobactérias (CODD, 1996; CODD *et al.*, 2005). Estudos realizados no Laboratório de Ecofisiologia e Toxicologia de Cianobactérias da Universidade Federal de Rio de Janeiro – LECT-IBCCF/UFRJ confirmaram a presença de cepas tóxicas em reservatórios para abastecimento de água, lagos naturais e artificiais, lagoas salobras e em rios de vários estados do território nacional, com maior concentração na região centro-sul. Essa distribuição pode estar relacionada com a maior quantidade de dados obtidos nestes estados, enquanto são mais limitados nas regiões Norte e Nordeste (AZEVEDO, 2005b; Ministério da Saúde/FUNASA, 2003).

Os estudos realizados por diferentes grupos de pesquisa no país já confirmaram a ocorrência de florações tóxicas de cianobactérias nos estados de São Paulo (AZEVEDO *et al.*, 1994), Rio de Janeiro (MAGALHÃES *et al.*, 2001), Minas Gerais (JARDIM, FONSECA e AZEVEDO 1999), Pará (VIEIRA *et al.* 2003), Paraná (HIROOKA *et al.* 1999), Pernambuco (MOLICA *et al.* 2005), Rio Grande do Norte

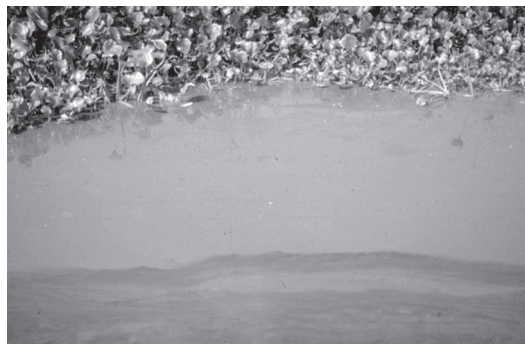
(CHELLAPPA *et al.*, 2000), Rio Grande do Sul (YUNES *et al.*, 1996; 2000, 2003).

Florações com cianobactérias tóxicas foram registradas em 11 dos 26 estados brasileiros, distribuídos do norte ao sul do país. Embora as florações ocorram com mais frequência em reservatórios (represas ou açudes), se verificam também nas lagoas costeiras, rios e estuários (AZEVEDO, 2005a).

*Microcystis aeruginosa* é a espécie com maior distribuição no Brasil e o gênero *Anabaena* é o que apresenta maior número de espécies potencialmente produtoras de toxinas, com destaque para *A. circinalis*, *A. flos-aquae*, *A. planctonica*, *A. solitaria* *A. (spiroides)*. *Cylindrospermopsis raciborskii* vem sendo observada com frequência crescente em vários corpos de água lânticos de diferentes estados (Pernambuco, Paraíba, Brasília, Minas Gerais, Rio Grande do Sul, Santa Catarina) nos últimos anos (SANT'ANNA e AZEVEDO, 2000; Ministério da Saúde/FUNASA, 2003; Z, 2006). As Figuras 2.7 a 2.14, mostram corpos aquáticos brasileiros com florescimento de cianobactérias, alguns deles estudados neste PROSAB 4 – TEMA 1.



**Figura 2.7** Floração com *Cylindrospermopsis* sp. num reservatório em Pernambuco



**Figura 2.8** Floração com *Microcystis* spp numa lagoa costeira do Rio de Janeiro



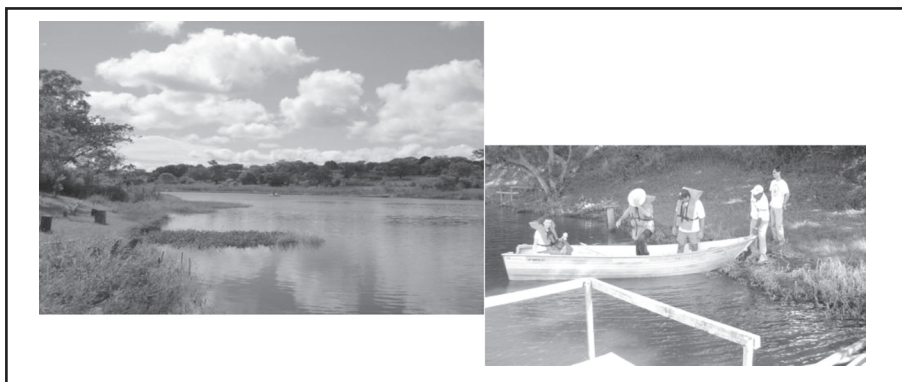
**Figura 2.9** Floração com *Microcystis* spp na Praia de São Lourenço do Sul – RS, janeiro de 2006



**Figura 2.10** Floração de *Microcystis aeruginosa* em córregos afluentes à Lagoa dos Patos - RS



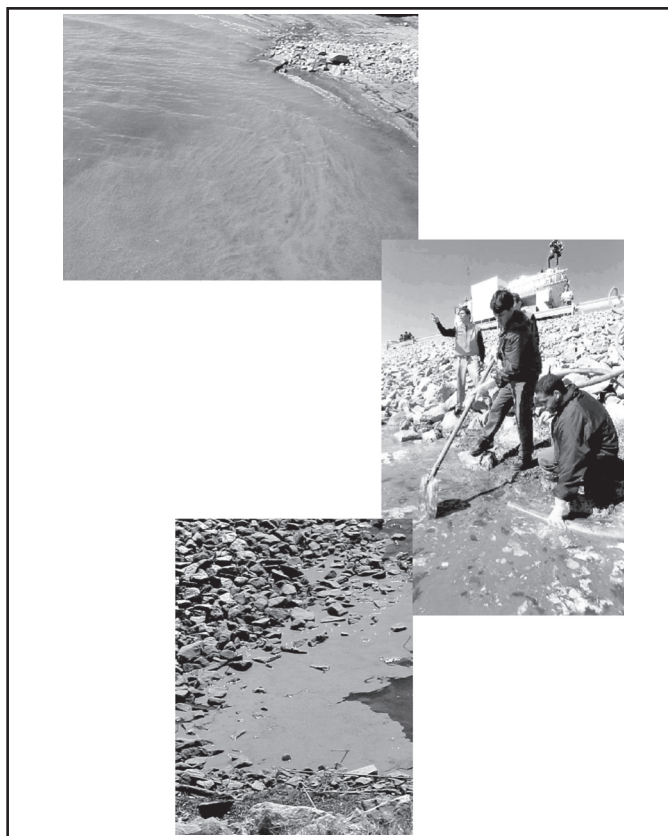
**Figura 2.11** Represa Vargem das Flores - UFMG, MG



**Figura 2.12** Lagoa do Ipê – Ilha Solteira - UNESP, SP. Saída para uma coleta

Cistos de cianobactérias liberados durante uma floração podem ficar nos sedimentos do fundo por longos períodos, nos quais as condições não são propícias ao seu desenvolvimento na superfície e, posteriormente, migrarem à coluna de água, seguido do seu crescimento e reprodução.

Há alguns relatos de intoxicações de animais causadas por formas bentônicas, como a morte de cachorros, na Escócia, após ingerirem massas de cianobactérias nas margens de um lago transparente. Na Suíça foi registrada a morte de gado após a ingestão de água de um lago prístino que tinha *Oscillatoria limosa* de origem bentônica (GUNN *et al*, 1992 apud CHORUS e BARTRAM, 1999; METZ *et al*, 1997 apud CHORUS e BARTRAM, 1999; CARMICHAEL *et al.*, 1997 apud NICHOLSON e BURCH, 2001).



**Figura 2.13** Floração de *Microcystis* spp no Reservatório de Irai – PR. Limpeza e retirada de cianobactérias. Foto cedida pela SANEPAR.



**Figura 2.14** Floração de *Microcystis* spp junto à captação e uso de barreiras de contenção. Foto cedida pela SABESP-SP

## Cianotoxinas

A capacidade de produzir cianotoxinas varia segundo a espécie e dentro de indivíduos de uma mesma espécie, de acordo com a região geográfica, com a modificação climática de uma mesma região ao longo do tempo, com a intensidade de luz e com numerosos outros fatores ambientais (CARMICHAEL, 1994).

## Descrição

As cianotoxinas são substâncias naturais (metabólitos secundários) produzidas pelas cianobactérias. A maioria corresponde a endotoxinas, ou seja, depois de sintetizadas no citoplasma celular, ficam dentro da célula e só são liberadas na água quando ocorre a lise ou morte celular. Outras, como a cilindrospermopsina, podem ser excretadas pela célula mesmo em condições fisiológicas normais. Mananciais com florações mais prolongadas podem apresentar maiores concentrações de toxinas na água que mananciais recém colonizados por cianobactérias, devido à maior possibilidade de ruptura e morte das células senescentes. Esse fato deve ser levado em consideração pelos gestores dos recursos hídricos e pelas companhias de água responsáveis pelo tratamento e distribuição de água potável. Todavia, muitas cianotoxinas não são removidas por completo no tratamento da água (HART, FAWELL, CROLL, 1998).

Algumas dessas toxinas, que se caracterizam pela sua ação rápida e podem causar a morte de mamíferos por parada respiratória após poucos minutos de exposição, têm sido identificadas como alcalóides ou organofosforados neurotóxicos. Outras, de atuação mais lenta, foram identificadas como peptídeos ou alcalóides hepatotóxicos, podendo provocar a morte dos animais afetados num intervalo de poucas horas a poucos dias. Estas são as que causam o tipo mais comum de intoxicação envolvendo cianobactérias.

Uma mesma cianobactéria pode produzir uma ou mais cianotoxinas. Entretanto, ainda não foram devidamente esclarecidas as causas de sua produção e sua função para a célula produtora. Considera-se, como mais provável, que tenham função protetora contra a herbivoria, assim como vários metabólitos secundários de plantas vasculares (CARMICHAEL, 1992). Dessa forma, as cianotoxinas funcionariam como substâncias protetoras das cianobactérias frente aos predadores, geralmente protozoários, microcrustáceos, larvas de peixes, moluscos, etc. Estes

consumidores passariam a preferir para sua alimentação o consumo de espécies não-tóxicas. Entretanto, esse maior consumo de fitoplâncton não tóxico leva à sua diminuição e ao crescimento acelerado das cianobactérias toxigênicas, sob o efeito dos impactos eutrofizantes, facilitando então sua predominância e a morte de seus predadores, alterando ou destruindo as cadeias e teias alimentares, que exercem o controle das populações fitoplanctônicas (CHORUS e BARTRAM, 1999).

Entretanto, alguns autores, numa visão mais inovadora, sugerem que as cianotoxinas seriam moléculas potencialmente mediadoras de interações de cianobactérias com outros componentes do habitat, como bactérias heterotróficas, fungos, protozoários e algas. Esses autores consideram a possibilidade de que a produção dessas toxinas por cianobactérias esteja relacionada à comunicação intercelular, seja intra ou interespecífica (PAERL e MILLIE, 1996; DITTMANN *et al.*, 2001; KEARNS e HUNTER, 2000).

## Classificação e caracterização química das cianotoxinas .

As estruturas químicas das cianotoxinas, até agora caracterizadas, estão classificadas em três grupos:

- Alcalóides ou organofosforados neurotóxicos de rápida ação, que causam a morte por parada respiratória após de poucos minutos de sua ingestão;
- Peptídeos cíclicos ou alcalóides hepatotóxicos, com ação mais lenta e que afetam principalmente o fígado;
- Lipopolissacarídeos (LPS), que causam irritação ao contato (dermatotóxicas), também conhecidos como endotoxinas.

Em relação ao mecanismo de ação em órgãos e sistemas, as principais cianotoxinas até agora conhecidas se classificam em: neurotoxinas e hepatotoxinas.

Os gêneros já identificados como produtores de hepatotoxinas são *Microcystis*, *Anabaena*, *Nodularia*, *Oscillatoria*, *Nostoc*, *Planothrix*, *Radiocystis*, *Arthrospira* e também algumas cianobactérias picoplanctônicas (MERILUOTO e CODD, 2005), além de uma espécie do solo, *Hapalosiphon hibernicus*. Na Tabela 2.2 se apresenta uma síntese das cianotoxinas já caracterizadas, os órgãos atingidos preferencialmente e os gêneros potencialmente toxigênicos.

**Tabela 2.2** Cianotoxinas, órgãos alvo e gêneros de cianobactérias produtoras (CHORUS e BARTRAM, 1999)

Grupo de Toxinas <sup>(1)</sup>	Principal órgão alvo afetado em mamíferos	Gênero de Cianobactérias <sup>(2)</sup>
<b>Peptídeos Cíclicos - hepatotoxinas</b> Microcistinas (MCYS)	Fígado	<i>Microcystis</i> , <i>Anabaena</i> , <i>Planktothrix</i> ( <i>Oscillatoria</i> ), <i>Nostoc</i> , <i>Hapalosiphon</i> <sup>(3)</sup> , <i>Radiocystis</i> , <i>Anabaenopsis</i> , <i>Aphanocapsa</i> , <i>Arthrospira</i> , espécies picoplantônicas .
Nodularinas	Fígado	<i>Nodularia</i>
<b>Alcalóides – Neurotoxinas</b> Anatoxina -a (ANTX)	Sinapse nervosa	<i>Anabaena</i> , <i>Planktothrix</i> ( <i>Oscillatoria</i> ), <i>Aphanizomenon</i>
Anatoxina -a (s) (ANTX -s)	Sinapse nervosa	<i>Anabaena</i> <sup>(4)</sup>
Aplisiatoxina	Pele	<i>Lyngbya</i> , <i>Schizothrix</i> , <i>Planktothrix</i> ( <i>Oscillatoria</i> ).
Cilindrospermopsinas (CYN)	Fígado <sup>(5)</sup>	<i>Cylindrospermopsis</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Umezakia</i>
Lyngbiatoxina -a	Pele, trato gastrointestinal	<i>Lyngbya</i>
Saxitoxinas (SXT)	Axônios nervosos	<i>Anabaena</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Lyngbya</i> , <i>Cylindrospermopsis</i>
<b>Lipopolissacarídeos (LPS)</b> dermatotoxinas	Potencial Irritante. Afetam qualquer tecido exposto.	Todos

(1) Pode haver diversas variantes estruturais; (2) Nem todas as espécies de um determinado gênero são produtoras; (3) *Aphalosiphon hibernicus*: espécie isolada do solo; (4) Cepas tóxicas de *Anabaena spiroides* inibidoras de acetilcolinesterase foram isoladas de águas brasileiras; (5) CYN causam danos em diferentes sistemas celulares além do fígado, incluídos sistema renal e linfóide.

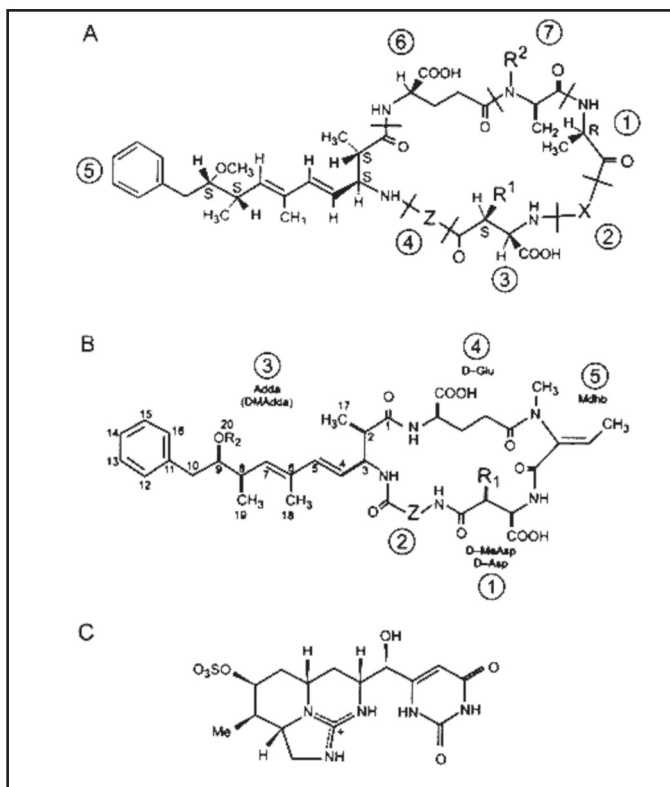
## Hepatotoxinas – microcistinas, nodularinas e cilindrospermopsinas

Seu nome genérico, hepatotoxinas (toxinas do fígado) deve-se, justamente, ao fato de serem as células hepáticas (hepatócitos) o alvo principal de sua ação tóxica.

As hepatotoxinas já caracterizadas são as microcistinas, as nodularinas, e as cilindrospermopsinas, estas últimas descobertas mais recentemente. São as cianotoxinas isoladas com maior frequência nas florações de cianobactérias ao redor do mundo e as que têm provocado maior número de intoxicações humanas (MERILUOTO e CODD, 2005)

As microcistinas e nodularinas são peptídeos cíclicos de peso molecular (MW) variando de 800 a 1000, com estrutura heptapeptídica (microcistinas) ou pentapeptídica (nodularinas). Na Figura 2.15 se apresenta a estrutura química destas hepatotoxinas.

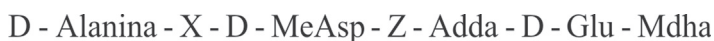
A confirmação da natureza peptídica das microcistinas se deve a Bishop *et al* (1959), mas somente após 20 anos foi determinada sua estrutura molecular (BOTES *et al*, 1982).



**Figura 2.15** Estruturas químicas das hepatotoxinas (CHORUS e BARTRAM, 1999) (A) microcistinas - MCYST, (estrutura geral), onde Z e X: são os dois L-aminoácidos variáveis; R<sup>1</sup> e R<sup>2</sup> são hidrogênios (demetilmicrocistinas); e também locais de possíveis metilações com a incorporação de grupos metila -CH<sub>3</sub>; (B) nodularinas (estrutural geral, com as mesmas representações adotadas para microcistinas) e (C) cilindrospermopsina.

## Microcistina

A primeira microcistina (MCYST) foi isolada da espécie *Microcystis aeruginosa* e, por isso, denominada de microcistina por Carmichael *et al.* (1988). A estrutura química geral das microcistinas, proposta por esses autores, é:



X e Z são os dois L aminoácidos variáveis, D - MeAsp é o ácido D - eritro â-metilaspártico; Adda, representa o ácido 3-amino-9-metoxi-2,6,8-trimetil-10-fenil-deca-4,6-dienóico; D-Glu é o D-glutamato, e Mdha é N-metildeidroalanina. Adda, presente nas microcistinas e nas

nodularinas, foi determinado como um dos responsáveis pela atividade biológica dessas hepatotoxinas (NISHIWAKI-MATSUSHIMA *et al.*, 1992; HARADA *et al.*, 1990).

Variações da estrutura molecular podem ocorrer nos sete aminoácidos, sendo mais frequentes as substituições nas posições 2 e 4 (X e Z) e metilações nos aminoácidos 3 e 7 e 3 ou 7. Na proposta inicial da nomenclatura das microcistinas se usaram somente as variações qualitativas dos dois L-aminoácidos, denominando as diferentes microcistinas como: microcistina-LR (leucina-arginina MCYST-LR); microcistina-RR (arginina-arginina MCYST-RR) e microcistina -YA (tirosina-alanina MYCST - YA). Em florações naturais e, mais recentemente, em uma cepa de *Microcystis aeruginosa* isolada no Rio Grande do Sul, foi identificada uma hepatotoxina com a configuração MYCST -LR com D-Leu (aminoácido D-leucina) na sua estrutura (MATTHIENSEN *et al.*, 2000).

Mais de 70 variantes estruturais de microcistinas foram identificadas desde os anos 90 e novas variantes continuam sendo isoladas de florações de cianobactérias ou de cepas puras. Essas moléculas podem apresentar diferentes graus de metilação e variações isoméricas do aminoácido Adda (ácido 3-amino-9-metoxi-2,6,8-trimetil-10-fenil-deca-4,6-dienóico), as quais passaram também a serem usadas na classificação dessas hepatotoxinas (MERILUOTO e CODD, 2005).

A microcistina MCYST-LR é a que apresenta maior frequência de isolamento, possivelmente porque as técnicas padronizadas de maior divulgação até o momento estão dirigidas para essa microcistina. No Canadá e no Japão foram registradas ocorrências e co-ocorrência de MCYST-LR com MCYST-RR e MCYST-YR (CHORUS e BARTRAM, 1999).

## Toxicidade das microcistinas

Em animais de laboratório, as microcistinas apresentam dose letal 50% ou DL50 (quantidade mínima necessária para provocar a morte em 50% dos indivíduos da população-teste) por injeção intraperitoneal (i.p.) de 50 a 1.200 µg/kg de peso corpóreo e, por administração oral, as DL50 variam entre 5.000 e 10.900µg/kg de peso corpóreo (KUIPER-GOODMAN *et al.*, 1999 apud CHORUS e BARTRAM, 1999).

Baseado em estudos de toxicidade oral em níveis sub-crônicos, 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).

Com base nesse valor, a Organização Mundial da Saúde adotou o limite máximo aceitável de 1µg/L para água potável, que foi incorporado no adendo das Normas para Qualidade da Água Tratada publicado em 1998 (“Guideline for Drinking Water Quality”, WHO (1998) e incluído na terceira edição do “Guideline for Drinking Water Quality” - WHO (2004). Este mesmo valor foi também incluído na Portaria MS 518/2004, como valor máximo aceitável em água para abastecimento público no Brasil, considerando um peso médio de 60kg por indivíduo adulto e a ingestão diária de 2 litros de água.

A equação utilizada para o estabelecimento desse valor limite foi a seguinte:

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

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

pc = 60kg - média de peso corpóreo de um indivíduo adulto

P = 0,8 - proporção da ingestão diária total de água (água tratada);

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

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

### Mecanismo de ação das microcistinas

As microcistinas são hepatotoxinas solúveis em água, o que facilita sua ação ao nível das membranas celulares. Chegam aos hepatócitos por meio de receptores dos ácidos biliares (RUNNEGAR, FALCONER e SILVER, 1981; ERIKSSON *et al.*, 1990; FALCONER, 1991) e promovem a desorganização do citoesqueleto dos hepatócitos. Como consequência, 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).

Experimentos em laboratório demonstraram que várias microcistinas e nodularinas são fortes inibidores de proteínas fosfatases tipo 1 e 2A de células eucariontes, sendo reconhecidas como potentes promotores de tumores hepáticos (FALCONER, 1991; FUJIKI, 1992; NISHIWAKI-MATSUSHIMA, 1992) e do cólon de animais (HUMPAGE, 2000a). Carmichael (1992) descreveu que exposições continuadas de humanos, a doses não letais dessas hepatotoxinas, poderiam contribuir

com o desenvolvimento de câncer hepático, gerando preocupação sobre as possíveis conseqüências na saúde das populações que consomem água de mananciais com florações freqüentes e prolongadas, eventualmente expostas de forma crônica a pequenas concentrações dessas toxinas. Entretanto, Burch e Humpage (2005), destacam que a significância dos resultados experimentais para os humanos, que podem estar submetidos à exposição crônica via água potável, ainda não está clara.

A hepatotoxicidade de microcistinas foi confirmada desde a metade do século passado, através de bioensaios em camundongos com injeção intraperitoneal de células isoladas de florações de cianobactérias, especialmente do gênero *Microcystis* (HUGHES *et al.*, 1958). A Organização Mundial da Saúde (WHO, 1998) reconhece as microcistinas como causadoras de distúrbios intestinais e de danos ao fígado que podem causar morte.

Em animais de laboratório e silvestres, os principais sinais clínicos registrados em intoxicações com microcistinas são fraqueza, palidez, anorexia, vômito, diarreia e frio nas extremidades do corpo (CARMICHAEL, 1994). Em altas doses, causam falhas funcionais sérias e hemorragias no fígado, e, não raro, a morte do animal intoxicado.

Já foram isoladas, de açudes do nordeste do Brasil, linhagens de cianobactérias picoplantônicas (< 5µm) produtoras de microcistinas (DOMINGOS *et al.*, 1999; KOMÁREK, *et al.*, 2001). Devido a seu pequeno tamanho, a remoção de células picoplantônicas nos processos de tratamento é complexa e requer estudos específicos que se iniciam com o monitoramento do manancial (definindo-se corretamente o tamanho da rede de plâncton, por exemplo), na captação e no tratamento. Ao longo de cada uma das etapas são necessárias tecnologias apropriadas para reter essas pequenas células e impedir a passagem da toxina para a água tratada.

## Nodularinas

As nodularinas foram inicialmente identificadas na espécie *Nodularia spumigena*, uma cianobactéria de águas salobras (SIVONEN *et al.*, 1989). Sua estrutura molecular, bastante semelhante às microcistinas, é de forma geral a seguinte:

ciclo-(D-MeAsp<sup>1</sup>-Z<sup>2</sup>-Adda<sup>3</sup>-D-Glu<sup>4</sup>-Mdhb<sup>5</sup>)

onde: Mdhb é o ácido 2-metilamino-2-deidrobutilírico.

Essa fórmula geral apresenta poucas variações naturais, menos que as encontradas nas microcistinas. Até hoje foram identificadas apenas oito nodularinas, classificadas de acordo com as variações no grau das metilação, composição e isomerização de seus aminoácidos.

A DL50 (i.p.) em camundongos varia entre 50 a 200µg/kg de peso corpóreo Rinehart (1994). As nodularinas afetam as células hepáticas e têm mecanismos de ação idênticos aos das microcistinas.

Já foram identificadas microcistinas e nodularinas de estrutura química linear, com potencial tóxico 100 vezes menor que os das formas cíclicas. Acredita-se que, provavelmente, essas estruturas lineares sejam precursoras das toxinas, como microcistinas e nodularinas atóxicas, sendo que todas essas moléculas apresentam variantes isoméricas de Adda (CHORUS e BARTRAM, 1999).

Destaca-se a produção de um análogo das nodularinas por uma esponja de mar, a *Theonella swinhoei*, o que sugere que essas toxinas podem ter maior diversidade de organismos produtores que os identificados até hoje, e valiosa importância ecológica (CHORUS e BARTRAM, 1999).

### Cilindrospermopsina

A cilindrospermopsina é um alcalóide hepatotóxico, com peso molecular (MW) de 415, que foi identificado na década de 90, já tendo sido isolada até o momento de três espécies de cianobactérias: *Cylindrospermopsis raciborskii* (OHTANI *et al.*, 1992), *Umezakia natans* (HARADA *et al.*, 1994) e *Aphanizomenon ovalisporum* (BANKER *et al.*, 1997, SHAW *et al.*, 1999).

Dentre as hepatotoxinas conhecidas, cilindrospermopsina é a toxina de ação mais lenta, que requer maior tempo (entre 5 a 7 dias) para produzir seu efeito tóxico máximo e a que necessita de maior dosagem para provocar danos à saúde. Em camundongos, a DL 50 (i.p.) após 24 horas é de 2mg/kg de peso corpóreo. Entretanto, após 5 dias a DL50 (i.p.) passa a ser de 0,2mg/kg. (HARADA *et al.*, 1994) . Por administração oral, a DL50 após 5 dias é de aproximadamente 6mg/kg (SEAWRIGHT, 1999).

Seu mecanismo de ação ocorre pela inibição da síntese protéica (TERAO, 1994; FROSCIO, 2001), sendo o fígado o alvo principal. Também foram observados danos severos em células renais, pulmonares e cardíacas, em animais de experimentação (CHISWEEL *et al.* 1999 apud CHORUS e BARTRAM, 1999), o que leva a se considerar essa molécula

também como um alcalóide citotóxico. Além disso, já foi demonstrado que cilindrospermopsina pode causar danos genéticos *in vitro* (HUMPAGE *et al.*, 2000b) e *in vivo* (FALCONER e HUMPAGE, 2001; SHEN *et al.*, 2002).

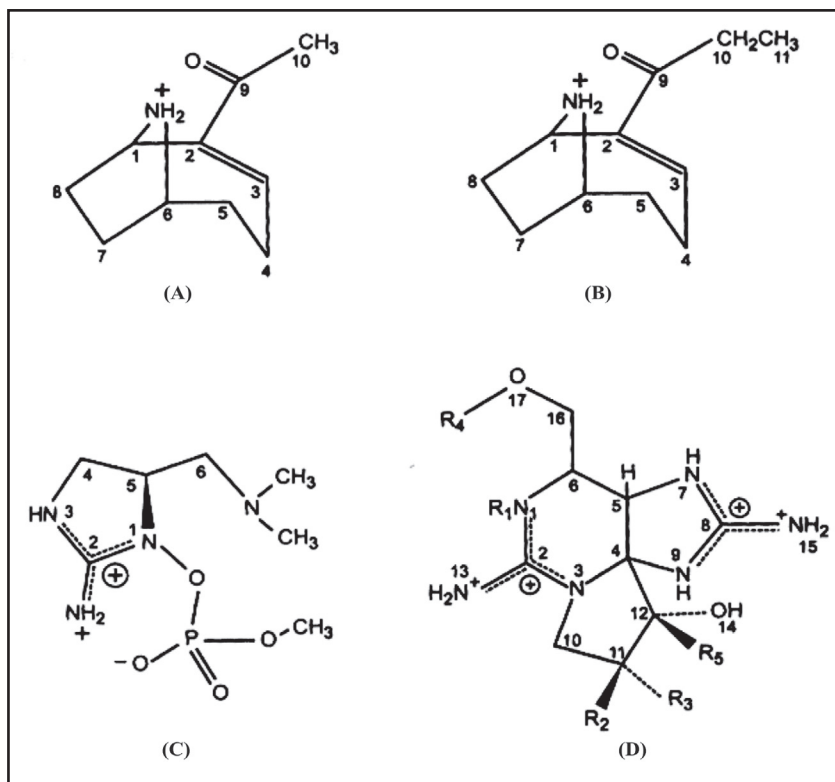
De acordo com Chorus e Bartram (1999), ainda não há dados suficientes para se estabelecer um limite máximo aceitável para cilindrospermopsina em água para abastecimento público. Entretanto, estudos toxicológicos desenvolvidos por Shaw *et al.* (2000) sugerem um limite máximo aceitável de 15µg/L para água potável. Este valor foi incorporado como recomendação na Portaria 1469/MS e posteriormente na Portaria MS 518/2004. Entretanto, um estudo mais recente de Humpage e Falconer (2003), baseado em toxicidade por via oral, com doses sub-crônicas para camundongos, levou esses autores a proporem 1µg/L como limite máximo aceitável de cilindrospermopsina em água potável.

### Neurotoxinas: anatoxinas e saxitoxinas

Alcalóides neurotóxicos são comumente produzidos por plantas, bactérias e cianobactérias. Esses alcalóides sempre possuem algum tipo de bioatividade e, de maneira geral, são tóxicos.

A ocorrência de cianobactérias neurotóxicas já foi registrada em países da América do Norte, Austrália, Europa e no Brasil, com manifestações de intoxicações em humanos, em outros mamíferos, em peixes e em crustáceos. Apresentam espécies neurotóxicas os 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).

As neurotoxinas produzidas por cianobactérias estão incluídas num grande grupo de compostos nitrogenados heterocíclicos com peso molecular (MW) < 1.000. Possuem estruturas químicas diversificadas (Figura 2.16) e com diferentes efeitos tóxicos em mamíferos. Os três grupos de neurotoxinas produzidos por cianobactérias conhecidos até agora são: anatoxina-a, que inibe o efeito da acetilcolina, anatoxina-a(s), com propriedades anticolinesterase e as saxitoxinas, conhecidas como “venenos paralisantes de moluscos” (PSPs), com efeito tóxico pelo bloqueio dos canais de sódio nas células nervosas. Porém, o efeito final é idêntico: a paralisação da atividade muscular, causando morte por parada respiratória, após poucos minutos ou após poucas horas de exposição às toxinas.



**Figura 2.16** Neurotoxinas: estruturas químicas  
(CHORUS e BARTRAM, 1999)

(A) anatoxina-a, (B) homoanatoxina-a, (C) anatoxina-a(s);  
(D) estrutural geral das saxitoxinas.

O primeiro estudo sobre a estrutura molecular de uma neurotoxina de cianobactéria foi feito em 1972, por Huber e Edwards, a partir de um extrato de *Anabaena flos-aquae*, sendo então denominada de anatoxina-a (CARMICHAEL, 1992).

### Anatoxina-a (e homoanatoxina-a)

A anatoxina-a e seu homólogo, a homoanatoxina-a, são neurotoxinas bastante potentes. Com baixo peso molecular, (MW=165), a anatoxina-a é uma amina secundária produzida por *Anabaena flos aquae*, *Anabaena ssp* (grupo *flos-aquae-lemmermannii*), *Anabaena planktonica*, *Oscillatoria*, *Aphanizomenon* e *Cylindrospermum*. A homoanatoxina-a é uma molécula um pouco maior (MW=179), sendo homóloga da anterior

e isolada de *Oscillatoria formosa* (*Phormidium formosum*).

A DL50 por injeção intraperitoneal (i.p.) em camundongos para essa cianotoxina purificada é de 200mg/kg de peso corpóreo, com tempo de sobrevivência de 1 a 20 minutos (CARMICHAEL, 1992; FALCONER, 1998).

A anatoxina-a é um alcalóide neurotóxico que age como um potente bloqueador neuromuscular pós-sináptico de receptores nicotínicos e colinérgicos. Sua ação ocorre pela ligação irreversível dessa neurotoxina aos receptores de acetilcolina, não sendo degradada pela acetilcolinesterase. Em animais selvagens e domésticos, o envenenamento por esta toxina provoca desequilíbrio, fasciculação muscular, respiração ofegante e convulsões. A morte é causada por parada respiratória, e pode ocorrer entre poucos minutos a poucas horas após sua ingestão, e depende das doses ingeridas e do consumo prévio de alimento. Doses orais em concentrações maiores podem causar a morte. Os animais precisam ingerir de poucos mililitros a poucos litros de água com florações para receber uma dose letal, dependendo da toxicidade das células produtoras, em geral bastante alta (CARMICHAEL, 1994).

### Anatoxina-a(s)

É um organofosforado natural (N-hidroxiguanidina fosfato de metila), de MW=252, primeiramente descrita em linhagens de *Anabaena flos aquae*. Descobertas mais recentes identificaram esta toxina em florações de *Anabaena lemmermanni*, e, até o momento, não foram encontradas variantes estruturais da molécula desta toxina.

A DL50 (i.p.) em camundongos é de 20µg/kg de peso corpóreo, portanto, dez vezes mais potente que a anatoxina-a, com tempo de sobrevivência de 10 a 30 minutos (CARMICHAEL, 1992). Não há registro de intoxicação humana por esta toxina. Devido a sua escassa ocorrência não foi estabelecido um limite máximo aceitável para consumo oral em humanos (CARMICHAEL, 1994; FALCONER, 1996).

A anatoxina-a(s) tem atividade anticolinesterase por ligação irreversível a esta enzima. Seu mecanismo de ação é semelhante à anatoxina-a, impedindo a degradação da acetilcolina ligada aos receptores nervosos. Sua denominação, anatoxina-a(s), deve-se à intensa salivação provocada em animais intoxicados por esta neurotoxina. A intoxicação provoca bradicardia, sudorese, visão turva, lacrimejamento, secreção brônquica excessiva, dispnéia (dificuldades para respirar), tosse, vômitos, dor abdominal, diarreia, incontinência urinária;

taquicardia, hipertensão, dilatação das pupilas, fraqueza muscular, agitação, confusão e coma. A anatoxina-a(s) é um análogo de pesticidas orgafoforados (MATSUNAGA *et al.*, 1989). A intoxicação por carbamatos e organofosforados presentes em pesticidas, especialmente após ingestão, tem efeitos idênticos, podendo causar morte por parada respiratória. No Brasil foi confirmada a inibição de acetilcolinesterase em águas com florações de *Anabaena spiroides* no Rio Grande do Sul (MONSERRAT, *et al.*, 2001), contendo mais de 500.000 filamentos desta cianobactéria por mililitro. Atividade anticolinesterase também foi observada em vários eventos de florações, principalmente no sul do país. Na Tabela 2.3 está apresentada uma relação destes achados, segundo registros de YUNES *et al.*, (2003).

Mais recentemente, foi detectada atividade anticolinesterase em uma floração mista, com dominância de *A. spiroides*, no reservatório de Tapacurá, Pernambuco, destinado ao abastecimento público de 43% da população do Grande Recife. Foi também detectada na mesma amostra de água a presença de saxitoxinas (MOLICA, *et al.* 2005).

## Saxitoxinas

Este é um nome genérico adotado para um grupo de neurotoxinas isoladas inicialmente de dinoflagelados marinhos que causam marés vermelhas, provocando geralmente intoxicação e morte de humanos e animais e conhecidas como “venenos paralisantes de moluscos” (toxinas do tipo PSP).

Suas estruturas químicas são bastante diferentes das microcistinas e formam parte de um extenso grupo de alcalóides neurotóxicos da família dos carbamatos, que podem apresentar ou não grupos sulfatos na sua molécula. A saxitoxina é um exemplo de molécula neurotóxica sem a presença de grupos sulfatos. Algumas neurotoxinas possuem só um radical sulfato, como as G-toxinas, e outras apresentam dois ou mais destes grupamentos, como as C-toxinas. As saxitoxinas apresentam estruturas químicas bastante variáveis: os grupos decarbamoil estão naquelas moléculas com denominação iniciada com as letras dc: dcSTX ou dcGTX. Novas toxinas, de estrutura química relacionada com as primeiras, foram isoladas recentemente (Tabela 2.4)

**Tabela 2.3** Variação da ação anticolinesterase em amostras de águas coletadas de diferentes reservatórios do Brasil e alguns do Uruguai, durante florações de cianobactérias (YUNES et al, 2003)

Local de amostragem/Data	Nº de filamentos/mL	Gênero ou espécie de cianobactéria dominante	Inibição da acetilcolinesterase (%)
Rio Grande (RS) Brasil – 05/nov/1995.	500.000	<i>Anabaena spiroides</i>	100,00
Rio Grande (RS) Brasil – 09/jan/1997.	7.556	<i>Anabaena spiroides</i>	6,41
Rio Grande (RS) Brasil – 29/dez/2001.	2.900	<i>Anabaena spiroides</i>	28,20
Caxias do Sul (RS) Brasil -20/fev/2001.	30	<i>Anabaena spiroides</i> , <i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Oscillatoria sp. Lyngbya</i>	3,73
Caxias do Sul (RS) Brasil – 01/nov/2001.	1.073	<i>Anabaena planktonica</i> , <i>Anabaena spiroides</i>	6,04
Caxias Sul (RS) Brasil -14/nov/2001.	2.900	<i>Anabaena spiroides</i> , <i>Microcystis</i>	7,70
Ponta Grossa (PR) Brasil 19/jun/2000.	444	<i>Anabaena spiroides</i> , <i>Cylindrospermopsis sp.</i>	5,11
Maracanaú (CE) Brasil – 01/ago/2000.	1.566	<i>Anabaena sp.</i> , <i>Planktothrix agardhii</i>	6,49
Itaúba (RS) Brasil – 13/jun/2000.	0	<i>Anabaena circinalis</i> 0	0
Itapeva (RS) Brasil 23/jun/1999.	1.341	<i>Anabaena spiroides</i>	4,79
Itapeva (RS) Brasil 03/fev/2000.	300	<i>Anabaena spiroides</i> , <i>Anabaena circinalis</i> <i>Anabaena sp</i>	8,98
Itapeva (RS) Brasil 11/mai/2000.	0	<i>Anabaena circinalis</i> , <i>Anabaena sp</i>	0
Rio Negro Uruguai – 17/jan/2001	42,8	<i>Anabaena spiroides</i> , <i>Microcystis aeruginosa</i>	2,57
Rio Negro Uruguai – 06/mar/2001	2.790	<i>Anabaena spiroides</i> , <i>Microcystis aeruginosa</i>	3,15

Este grupo de alcalóides possui toxicidade bastante variada, sendo a saxitoxina a mais potente. A DL50 (i.p.) em camundongos para saxitoxina purificada é de 10µg/kg de peso corpóreo e, por consumo oral, a DL50 é de aproximadamente de 263,0µg/kg de peso corpóreo (CHORUS e BARTRAM, 1999).

A Organização Mundial da Saúde (OMS) considera 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). Entretanto, análises dos dados de

eventos de intoxicações humanas evidenciaram 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 para 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 (STXs), em água para abastecimento público. Este valor limite foi incorporado como recomendação, no ano 2000, na Portaria 1469 do Ministério da Saúde e referendado em 2004 na Portaria MS 518/2004, que trata do controle e vigilância da qualidade da água para abastecimento público e seu padrão de potabilidade.

Os tipos de saxitoxinas já caracterizadas, a partir de diferentes cepas de cianobactérias, são apresentados na Tabela 2.4.

As saxitoxinas isoladas provêm de cianobactérias dos gêneros *Aphanizomenon*, *Anabaena*, *Lyngbia*, *Cylindrospermopsis*, e, já confirmadas, das espécies *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena circinalis*, *Lyngbia wollei* e *Cylindrospermopsis raciborskii*.

Algumas espécies produzem mais de uma saxitoxina. As cepas de *Aphanizomenon flos-aquae* NH-1 e NH-5, isoladas nos Estados Unidos, são produtoras de neosaxitoxina, de saxitoxina e de algumas ainda não identificadas. *Lyngbia wollei* produz 3 saxitoxinas conhecidas e 6 análogos novos. Ainda, há outras cianobactérias que produzem toxinas semelhantes em florações, como *Trichodesmium*, nas ilhas Virginia, com poder neurotóxico, não semelhante à anatoxina-a ou a anatoxina-a (s) e que está em fase de estudo (CHORUS e BARTRAM, 1999).

No Brasil, tem-se identificado um aumento da ocorrência de *Cylindrospermopsis* produtora de STXs desde a região nordeste até o sul, o que torna de extrema importância a análise desse grupo de neurotoxinas em amostras de água para abastecimento público (LAGOS *et al.*, 1999; MOLICA *et al.*, 2002).

**Tabela 2.4** Saxitoxinas caracterizadas a partir de cepas de cianobactérias (CHORUS e BARTRAM, 1999).

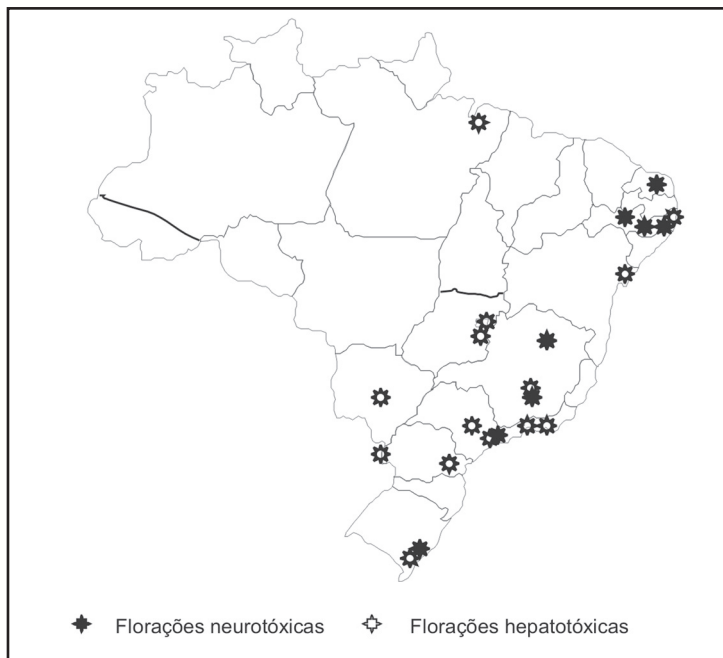
Nome da Toxina	Grupos químicos variáveis nas saxitoxinas					Cianobactérias			
	R1	R2	R3	R4	R5	Aph <sup>1</sup>	Ana <sup>2</sup>	Lyn <sup>3</sup>	Cyl <sup>4</sup>
STX	H	H	H	CONH <sub>2</sub>	OH	+	+		+
GTX2	H	H	OSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	CONH <sub>2</sub>	OH		+		
GTX3	H	OSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	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  
GTX: goniautoxinas  
C: C-toxinas  
NEO: neosaxitoxina

dcSTX: decarbamoilsaxitoxinas  
dcGTX: decarbamoilgoniautoxinas  
LWTX: toxinas de *Lyngbya wollei*  
1- toxinas de *Aphanizomenon flos aquae* (USA)  
2- toxinas de *Anabaena circinalis* (Australia)  
3- toxinas de *Lyngbya wollei* (USA)  
toxinas de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Brasil)

Em 1994, na cidade de Amparo, no estado de São Paulo, foi feito o primeiro registro de uma cepa de *Cylindrospermopsis raciborskii* produtora de saxitoxinas na América do Sul; outras duas cepas foram isoladas na represa Billings em Taquacetuba (LAGOS *et al.*, 1999). Em Pernambuco, no reservatório de Tapacurá, que abastece a cidade de Recife/PE, foram detectadas STXs, neoSXTs e dcSTXs, durante florações de *Anabaena spiroides* e *Cylindrospermopsis raciborskii*, em 2002, evidenciando a alternância e até provavelmente multiplicidade de produção de diferentes tipos de cianotoxinas durante uma floração (MOLICA *et al.*, 2005).

*Cylindrospermopsis raciborskii* é cada vez mais freqüente em muitos reservatórios, incluindo represas recém construídas, onde passa a ser dominante e atinge concentrações superiores às aceitas pela legislação vigente, para não conferir risco à saúde humana, de acordo com o proposto por Chorus e Bartram (1999). A avaliação de seu desenvolvimento nos açudes e represas, em especial os destinados ao



**Figura 2.17** Locais com florações tóxicas de cianobactérias no Brasil  
(AZEVEDO, 2005 apud CHORUS, 2005)

### Mecanismos de ação das saxitoxinas

O modo de ação dessas neurotoxinas se caracteriza pela inibição da condução nervosa por bloqueio dos canais de sódio, afetando 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 5 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 1 a 6 dias (CARMICHAEL, 1994). Entretanto, não existe conhecimento sobre os seus efeitos crônicos por falta de estudos de longa duração em animais. Chorus e Bartram (1999) destacam a necessidade de estudos sobre a toxicidade crônica ou sub-crônica para saxitoxinas.

Estudos com gatos mostraram que a saxitoxina afeta o sistema nervoso central, produz aumentos da pressão arterial, falhas no funcionamento do coração e até parada cardíaca nesses animais. Embora a toxina

penetre em diferentes órgãos altamente irrigados, como baço e fígado, somente atravessa a barreira sanguínea do cérebro. É filtrada pelos rins e eliminada com a urina (ANDRINOLO et al, 1999)

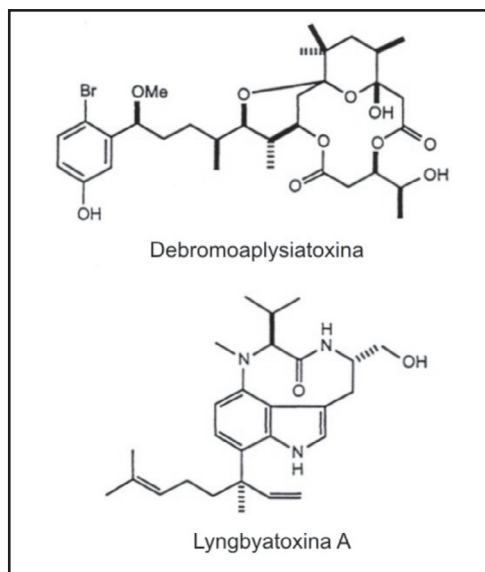
## Dermatotoxinas

### Toxinas irritantes – Lipopolissacarídeos (LPS)

São também conhecidas como endotoxinas, e se caracterizam pelo seu efeito pirogênico. São freqüentes na membrana externa da parede das bactérias Gram negativas, como *Salmonella*, *E.coli* e algumas espécies de *Pseudomonas* marinhas (KELETI e SYKORA, 1982; CHORUS e BARTRAM, 1999). Essas endotoxinas são encontradas formando complexos com proteínas e fosfolipídeos da parede celular. O ácido graxo componente do lipopolissacarídeo é, geralmente, o agente que causa irritações e reações alérgicas em humanos e outros mamíferos. O primeiro isolamento de LPS de cianobactérias foi relatado por Weise et al (1970), de uma cepa de *Anacystis nidulans*. Posteriormente, foram feitos diversos relatos de endotoxinas em cianobactérias: isoladas de *Microcystis flos aquae*, *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena circinalis*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Phormidium* spp. Os escassos estudos sobre estas toxinas em cianobactérias indicam menor toxicidade que as de origem bacteriana (CHORUS e BARTRAM, 1999).

### Alcalóides dermatotóxicos

Cianobactérias marinhas de origem bentônica como *Lyngbya majuscula*, *Oscillatoria*, e *Schizothrix* produzem toxinas que causam dermatites severas em nadadores quando os filamentos ficam em contacto com a pele. A ação tóxica de *Lyngbya* é causada por toxinas denominadas aplisiatoxinas e debroapliasiatoxinas, potencialmente produtoras de tumores. Debroapliasiatoxinas isoladamente ou com outros compostos tóxicos foram isolados de *Schizothrix calcícola* e de *Oscillatoria nigroviridis* (CHORUS e BARTRAM, 1999). A Figura 2.18 apresenta a estrutura química da debromoapliasiatoxina e da lyngbiatoxina-a.



**Figura 2.18** Estrutura química da debromoaplysiatoxina e da lyngbiatoxina-a. (CHORUS e BARTRAM, 1999)

## Degradação das cianotoxinas

As cianotoxinas podem sofrer processos de degradação natural ou por ação de microrganismos, que as transformam em compostos de estrutura molecular mais simples e que podem ser ou não tóxicos. Alguns desses produtos de biodegradação podem ter ação tóxica até superior ao da molécula original. Os quatro principais grupos de cianotoxinas: anatoxinas, saxitoxinas, microcistinas e cilindrospermopsina, apresentam estabilidade química e degradação microbiológica bastante diferente nos ambiente aquáticos onde estão presentes.

**Microcistinas:** por apresentarem estrutura peptídica cíclica, são moléculas muito estáveis e resistentes à hidrólise química e à oxidação em pH próximo da neutralidade. Além disso, as microcistinas e as nodularinas são termo-resistentes e mantêm sua toxicidade mesmo após a fervura. Em condições naturais e no escuro, as microcistinas podem se manter estáveis e biologicamente ativas durante meses e até anos. Quando aquecidas a 40°C, sob condições de pH extremos (altos ou baixos) 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 (CHORUS e BARTRAM, 1999). Sob efeito da luz solar ocorre lenta degradação fotoquímica das microcistinas e a taxa de biodegradação fotoquímica aumenta na presença de pigmentos fotossintéticos hidrossolúveis (provavelmente ficobiliproteínas), que parecem acelerar a fotodegradação (TSUJI *et al.*, 1993). Estudos na presença desses pigmentos mostraram que degradação fotoquímica de 90% da concentração total das microcistinas pode demorar entre 2 a 6 semanas, dependendo diretamente da concentração de pigmentos e toxinas.

A presença de substâncias húmicas também parece acelerar a degradação das microcistinas, sob ação da luz solar (WELKER e STEINBERG, 1999). Já foram também investigados processos de degradação fotocatalítica com emprego de dióxido de titânio, os quais mostraram resultados promissores para diferentes variantes de microcistinas (SHEPHARD *et al.*, 1998; LAWTON *et al.*, 2003). Esses resultados mostraram que a degradação das microcistinas segue uma cinética de primeira ordem, com meia-vida de aproximadamente 5 minutos. A ozonização também foi avaliada na inativação das microcistina, sendo necessário aproximadamente 1,5mg/L de ozônio para destruir as toxinas presentes em  $5 \times 10^5$  células de *Microcystis aeruginosa* mL<sup>-1</sup>, o que correspondia a 1,56mg/L de carbono orgânico total (TOC) na amostra de água testada (HOEGGER *et al.*, 2002). Esses autores ressaltam que em água bruta, com alta densidade de cianobactérias, a ozonização pode promover a lise celular e conseqüente liberação das toxinas intracelulares sem garantir sua destruição. Portanto, as etapas de filtração para remoção das células antes do tratamento da água por ozonização, bem como o monitoramento regular das concentrações de TOC, de carbono orgânico dissolvido e da densidade de células de cianobactérias são necessárias para garantir a eficiência do processo.

Embora as microcistinas sejam resistentes a muitas peptidases de eucariontes e bactérias, muitas bactérias que vivem naturalmente em águas de rios e lagos e estão também presentes em efluentes de esgotos parecem degradar mais facilmente as microcistinas, atingindo a degradação de 90% das toxinas em 2 a 10 dias, dependendo da concentração inicial da toxina e da temperatura da água (HARADA *et al.*, 1996; CHORUS e BARTRAM, 1999). Dentre as bactérias identificadas como degradadoras de microcistinas se destacam *Pseudomonas aeruginosa* e *Sphingomonas* sp. (HOLST *et al.*, 2003). Os autores

observaram que tanto microrganismos aeróbicos como anaeróbicos são capazes de degradar microcistinas. Em sedimentos anóxicos ( $< 0,3\%$  de  $O_2$ ) e na presença de nitrato, a degradação foi estimulada, com redução de  $100\mu\text{g/L}$  de microcistina para  $20\mu\text{g/L}$  em apenas 1 dia.

**Anatoxina-a:** A molécula de anatoxina-a é relativamente estável no escuro e quando pura em solução experimenta rápida degradação fotoquímica com a luz solar, a qual é acelerada sob condições básicas (meia-vida para degradação fotoquímica: 1 a 2 horas). Sob condições naturais de iluminação, com valores de pH 8 a 10 e concentrações iniciais baixas ( $10\mu\text{g/L}$ ), o tempo necessário para degradar 50% do total de anatoxina-a (meia-vida) é de 14 dias (CHORUS e BARTRAM, 1999). Ainda, bactérias associadas aos filamentos de *Anabaena* produtora de anatoxina-a, como uma cepa específica de *Pseudomonas* spp (KIVIRANTA *et al*, 1991), degradaram a anatoxina-a a uma taxa de 6 a  $10\mu\text{g/L}$  a cada 3 dias. Estudos em laboratório mostraram que em sedimentos de ambiente aquático com bactérias autóctones, o tempo de meia-vida para a degradação de anatoxina-a é, em média, de 5 dias (CHORUS e BARTRAM, 1999).

**Anatoxina-a(s):** Esta neurotoxina é relativamente instável em temperaturas acima de  $40^\circ\text{C}$  e se decompõe rapidamente em condições alcalinas, mas é relativamente estável sob condições ácidas (MATSUNAGA, 1989).

**Saxitoxinas:** As saxitoxinas experimentam lentas reações de hidrólise química em temperatura ambiente e no escuro. As C-toxinas perdem seu grupo N-carbamoylsulfato e se transformam em decarbamoyl 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).

É importante observar que, como as dc-GTXs são muito mais tóxicas que as C-toxinas (10-100 vezes), pode ocorrer um aumento da toxicidade da água durante as primeiras 3 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). De acordo com

Orr *et al.* (2004), ainda não há nenhum estudo que tenha demonstrado a inativação de saxitoxinas por atividade bacteriana.

**Cilindrospermopsina:** É uma toxina relativamente estável no escuro e com lenta degradação em temperaturas acima de 50°C. Na presença de luz solar e de pigmentos fotossintetizantes a degradação pode ocorrer rapidamente, levando a destruição de 90% do total de cilindrospermopsina entre 2 e 3 dias (CHORUS e BARTRAM, 1999).

## Intoxicações Humanas

Registros de diversos países, alguns bastantes antigos, mostram que exposições a baixas concentrações de cianotoxinas podem produzir efeitos crônicos à saúde, havendo informações de doenças por exposição à cianotoxinas na América do Norte (TISDALE, 1931a,b; VELDEE, 1931 apud NICHOLSON e BURCH (2001); DILLENBERG e DEHNEL, 1960; LIPPY e ERB, 1976; BILLINGS, 1981), na Austrália (BOURKE *et al.*, 1983; FALCONER *et al.*, 1983) e no Reino Unido (TURNER *et al.*, 1990), na África (ZILBERG, 1966) e no Brasil (TEIXEIRA *et al.*, 1993; AZEVEDO, *et al.*, 2002). Na China, evidências epidemiológicas sugeriram uma associação entre cianobactérias e câncer hepático (YU, 1994; UENO *et al.*, 1996 apud NICHOLSON e BURCH, 2001).

Há relatos de intoxicações humanas nos Estados Unidos e na Austrália, após do uso de sulfato de cobre para combater florações de cianobactérias em mananciais destinados ao abastecimento público (LIPPY e ERB, 1976; BYTH, 1980 apud NICHOLSON e BURCH, 2001). Em função desses achados, na legislação brasileira atual, e em diversos outros países, não é permitida a pré-cloração da água nas estações de tratamento (ETAs), usada tradicionalmente para facilitar a coagulação e sedimentação quando a densidade de cianobactérias presentes na água captada estiver acima de 20.000 células/mL, considerando que essa prática facilita a liberação das toxinas ao provocar a morte celular (Portaria MS 518/2004).

Entretanto, o reconhecimento global da importância das cianotoxinas, incluindo cientistas, gestores ambientais e de saúde, órgãos governamentais, empresas de saneamento e público em geral, é relativamente novo e associado com a repercussão de casos de mortes em humanos e animais, registrados nos últimos dez anos, com destaque para o Brasil (JOCHIMSEN *et al.*, 1998; CARMICHAEL *et al.*, 2001;

AZEVEDO *et al.*, 2002). Assim, os gêneros de cianobactérias mais estudados são os que apresentam espécies produtoras de cianotoxinas e estão apresentados na Tabela 2.2.

O trabalho de Teixeira *et al.* (1993) descreve associação epidemiológica evidente entre florações de cianobactérias no reservatório de Itaparica (Bahia) e a intoxicação de 2000 pessoas que consumiram essa água, tendo havido 88 mortes no período de março a abril de 1988. O mais recente episódio de morte de seres humanos (e o único comprovado) ocorreu há 10 anos em uma clínica de hemodiálise da cidade de Caruaru (Pernambuco, Brasil). De uma população de 131 pacientes renais crônicos, que foram submetidos a sessões de hemodiálises e que apresentaram distúrbios visuais, náuseas e vômitos, 100 desenvolveram quadro clínico de intoxicação compatível com hepatotoxicose. Até dezembro de 1996, 52 mortes foram atribuídas à intoxicação por microcistinas. As cianotoxinas hepatotóxicas, microcistina e cilindrospermopsina, foram encontradas nos filtros de purificação de água usados na clínica e microcistinas em amostras de sangue e de fígados dos pacientes intoxicados (CARMICHAEL *et al.*, 2001; AZEVEDO *et al.*, 2002). Entretanto, não foi possível a identificação das cianobactérias produtoras dessas hepatotoxinas na água do reservatório. Estudos sistemáticos, nos dois anos seguintes, de acompanhamento da biodiversidade e de quantificação do fitoplâncton no reservatório que abastecia a clínica e a cidade, evidenciaram alta densidade de cianobactérias produtoras de toxinas, com predominância de *Cylindrospermopsis raciborskii*, havendo registro de uma floração por mais de 4 meses (BRANCO, AZEVEDO e TUNDISI, 2006; CARMICHAEL *et al.*, 1996). Na Tabela 2.5 se apresentam alguns registros de intoxicações humanas por cianotoxinas.

**Tabela 2.5** Registros de algumas intoxicações humanas por cianotoxinas (CHORUS e BARTRAM, 1999)

Local do evento	Causas e efeitos tóxicos	Cianobactéria e cianotoxina	Referência	Observações
Austrália 1979	Mal estar, dor de cabeça, anorexia, vômitos, inflamação hepática, diarreias e urina sanguinolentas, em crianças de uma população indígena que consumiu água de um manancial com florações de cianobactérias.	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> e provavelmente sua toxina cilindrospermopsina.	Byth, 1980	Primeiro registro de intoxicação humana por <i>Cylindrospermopsis - raciborskii</i> "Doença misteriosa de Palm Island"
Austrália 1995	Registro de 852 casos de gastroenterites, alergias, febre e úlceras dérmicas, durante uma floração de 7 dias em águas de recreação.	--	Pilotto <i>et al.</i> , 1997	
Brasil 1985	2.000 casos de gastroenterites com 88 mortes, após consumo de água potável.	<i>Anabaena</i> e <i>Microcystis</i> eram os gêneros dominantes na água dos do reservatório.	Teixeira <i>et al.</i> , 1993	Primeira evidência de intoxicação humana no Brasil
Brasil 1996	130 pacientes renais crônicos com sintomas de intoxicação hepática; 60 mortes em 10 meses	Microcistinas e cilindrospermopsina identificadas nos filtros da clínica, microcistinas no sangue e fígado dos pacientes.	Jochinsem <i>et al.</i> , 1998; Carmichael <i>et al.</i> , 2001	Primeira confirmação mundial de morte humana por cianotoxinas
Canadá 1959	Dores de cabeça e musculares, náuseas e diarreias em banhistas de um lago com floração de cianobactérias	<i>Microcystis</i> spp e <i>Anabaena circinalis</i> e provavelmente suas toxinas	Dillenberg e Dehnel, 1960	Células de <i>Microcystis</i> spp e tricomas de <i>Anabaena circinalis</i> foram isoladas no material fecal de um dos afetados
Reino Unido 1989	Intoxicação aguda de 20 desportistas por inalação de "spray" durante canoagem	<i>Microcystis</i> spp	Turner <i>et al.</i> , 1990	
USA (Rio Ohio) 1931	Gastroenterites		Tisdale, 1931a,b	

Os poucos registros existentes de intoxicações humanas por cianotoxinas de forma geral tem como causa a falta de associação entre consumo de água e os sintomas apresentados pelas pessoas intoxicadas. Soma-se a isso a falta de percepção do risco das florações, o fato destas

serem temporárias, dificultando as pesquisas e as ações das equipes de saúde pública e os problemas ou negligências administrativas. Confia-se nos padrões de potabilidade estabelecidos, sem considerar que algumas toxinas de cianobactérias não são eliminadas nos sistemas convencionais de tratamento da água e que algumas resistem a temperaturas de 100°C.

De forma semelhante, não são devidamente estimados os impactos negativos das cianobactérias na biota dos ambientes aquáticos continentais brasileiros, prevalecendo conceitos antigos ou mais simplistas, tais como o de considerar de forma generalizada que sempre a depleção de oxigênio dissolvido é a causa da morte massiva de peixes. Os impactos ecológicos na biodiversidade e a possível bioacumulação de cianotoxinas nas cadeias e teias alimentares devem ser motivo de maiores estudos.

## Intoxicações em Animais

Assim como ocorre com humanos, os animais domésticos e silvestres que bebem água em açudes com floração de cianobactérias podem se intoxicar e até morrer ao ingerir células tóxicas.

Os efeitos tóxicos das cianotoxinas nos animais ocorrem pelo consumo das células de cianobactérias, durante a ingestão de água ou de forma indireta, ao consumir outros animais que tenham se alimentado de cianobactérias tóxicas, tendo ocorrido um processo de bioacumulação. Estudos com peixes, após ingestão de saxitoxinas dissolvidas, mostraram que estas são assimiladas por embriões e larvas em diferentes estágios de desenvolvimento, causando diminuição de suas funções sensoriais e motoras, alterações morfológicas, diminuição do tamanho e paralisia (LEFEVRE *et al*, 2004).

Na Tabela 2.6 estão apresentados casos de intoxicações em animais registrados na literatura.

**Tabela 2.6** Registros de intoxicações em animais  
(CHORUS e BARTRAM, 1999)

País	Animal afetado	Patologia Toxina	Cianobactéria	Referencias
Argentina	Bovinos	Hepatotoxicidade	<i>M. aeruginosa</i>	Odriozola et al. 1984
Austrália	Ovinos	Hepatotoxicidade	<i>M. aeruginosa</i>	Jackson et al., 1984
Austrália	Ovinos	Neurotoxicidade - STXs	<i>A. circinalis</i>	Negri e Jones, 1995
Canadá	Bovinos	Neurotoxicidade - STXs Anatoxina-a	<i>A. flos-aquae</i>	Carmichael e Gorham, 1978
Canadá	Aves	Neurotoxicidade - STXs Anatoxina-a	<i>A. flos-aquae</i>	Pybus e Hobson, 1986
Finlândia	Cachorros	Hepatotoxicidade – Nodularina	<i>N. spumigena</i>	Perrson et al., 1984
Finlândia	Aves aquáticas, peixes, rato almiscarado	Hepatotoxicidade e danos nas brânquias dos peixes	<i>P. agardhii</i>	Erikson et al., 1986
Noruega	Bovinos	Hepatotoxicidade - microcistina	<i>M. aeruginosa</i>	Skulberg, 1979
Inglaterra	Cachorros “ovelheiros”	Hepatotoxicidade – microcistina	<i>M. aeruginosa</i>	Pearson et al., 1990
Escócia	Cachorros	Neurotoxicidade – Anatoxina-a	<i>Oscillatoria sp</i>	Jun et al., 1992
Escócia	Peixes	Obstrução de brânquias - microcistina	<i>M. aeruginosa</i>	Bury et al., 1995
USA	Cachorros	Neurotoxicidade – Anatoxina – a (s)	<i>A. flos-aquae</i>	Mahmood et al., 1988

Corpos de água com florações de cianobactérias potencialmente toxigênicas devem ser considerados de risco para os animais. Na Austrália, o limite para *Microcystis* é  $\leq 11.500$  células/mL ou quando as concentrações de microcistinas excedem  $2,3 \mu\text{g/L}$ , expressados como equivalentes de microcistinas-LR. No Brasil, a Resolução CONAMA 357/2005 fixa um VMP de 50.000 células de cianobactérias/mL para água utilizada para dessedentação animal.

Amostragens durante florações de *Nodularia spumigena* indicam que os níveis de toxinas se correlacionam bem com as quantificações de células. Embora não haja recomendações nacionais na Austrália para cianotoxinas em peixes e moluscos, no estado de Victoria foram definidos valores de alerta para a saúde, após a detecção dessas toxinas nesses organismos (VAN BUYNDER *et al.*, 2001). Foram sugeridos para microcistinas e nodularinas os valores de:  $250 \mu\text{g/kg}$  em peixes,  $1.100 \mu\text{g/kg}$  em camarões,  $1.500 \mu\text{g/kg}$  em mexilhões. Esses valores são usados para estabelecer restrições na comercialização e na pesca recreativa marinha, durante florações de cianobactérias

## Bioacumulação

Existem diversos registros da bioacumulação de cianotoxinas ao longo da cadeia alimentar de comunidades aquáticas, incluindo zooplâncton, mexilhões e peixes (FALCONER, 1998, FALCONER *et al.*, 1994; CHORUS e BARTRAM, 1999; WATANABE *et al.*, 1997;1999; SOARES *et al.*, 2004). As mais altas concentrações das toxinas foram encontradas no hepatopâncreas de mexilhões e no fígado de vertebrados. Bioacumulação de microcistina-LR já foi observada em fígado de salmão e em larvas de caranguejos (CHORUS e BARTRAM, 1999).

É difícil definir o nível-limite de toxinas bioacumuladas que pode afetar os seres humanos. Essa concentração dependerá da quantidade consumida do alimento contaminado, da severidade das florações tóxicas onde os peixes ou moluscos foram criados ou colhidos e da quantidade acumulada por estes. Recomendações preventivas e importantes a serem seguidas referem-se à não-ingestão das vísceras e à preferência por peixes e mariscos de águas não eutrofizadas.

Na Austrália, foi observado que saxitoxinas de *Anabaena circinalis* foram bioacumuladas em mexilhões, após a exposição destes durante 7 dias a uma concentração de 100.00 células/mL dessa espécie toxigênica. Nos peixes, a toxina atingiu concentrações acima do recomendado na legislação específica (NEGRI e JONES, 1994).

Recentemente, trabalhos de Cox *et al.*(2003;2005), evidenciaram a biomagnificação de um aminoácido neurotoxigênico, não protéico,  $\beta$ -N-metilamino-L-alanina, denominado pela sigla BMAA, que pode ser produzido pelos 5 diferentes grupos de cianobactérias toxigênicas. Ensaios diversos mostraram que 29 das 30 cepas de cianobactérias fitoplanctônicas testadas, o que corresponde a 97% das amostras, eram produtoras dessa neurotoxina. A maioria das cepas analisadas pertence a gêneros relacionados com florações como *Microcystis*, *Anabaena* e *Cylindrospermopsis*.

BMAA é conhecido pelos seus efeitos neurotóxicos e estudos sugerem sua ação como possível agente da esclerose amiotrófica lateral (ALS), doença neurológica que se caracteriza por paralisia progressiva associada ao Mal de Parkinson e ao Mal de Alzheimer, designada pela sigla ALS-PDC (complexo ALS-Parkinson-demência). A doença foi identificada inicialmente na década de 40, entre os índios Chamorros, nativos da ilha de Guam, que apresentavam frequência 50 vezes maior

de ALS-PDC do que a média da população norte americana e européia.

Trabalhos anteriores mostraram que a cianobactéria *Nostoc*, simbiote de raízes de árvores semelhantes com palmeiras, da divisão Cycadophyta, produzia BMAA. As primeiras descobertas de BMAA ocorreram em sementes dessas cicadáceas usadas por comunidades africanas e indígenas do pacífico para preparar farinha e outros alimentos e em morcegos, e que, por sua vez, são consumidos pelos indígenas. Estudos toxicológicos, bioquímicos e neurológicos mostraram possível biomagnificação dessa neurotoxina, através da cadeia alimentar: *Nostoc*-frutos e farinha-morcegos- indígenas.

Até recentemente pensava-se que este processo seria restrito a poucas espécies de cianobactérias simbióticas de vegetais terrestres e, portanto, não configurava um risco para a saúde pública em geral. As descobertas de Cox e colaboradores geram um novo desafio, pois praticamente nada se sabe sobre a ocorrência, persistência, processos de degradação, bioacumulação, remoção e estabilidade dessa neurotoxina em ambientes aquáticos. Assim, o consumo de água e de peixes de ambientes eutrofizados pode representar um risco ainda maior para a saúde pública (BRANCO, AZEVEDO e TUNDISI, 2006).

Em relação ao zooplâncton, vários trabalhos mostram efeito deletério das cianotoxinas a diversos organismos. Embora o efeito seja bastante variado entre cepas, espécies e gêneros, alguns, como *Daphnia*, parecem ser mais sensíveis a outros metabólitos intermediários de *Microcystis* do que a própria microcististina (CHORUS e BARTRAM, 1999). No geral, as cianotoxinas afetam o zooplâncton quando estão em elevadas concentrações, valores estes considerados difíceis de serem encontrados em ambientes naturais (450 a 21.400 µg de microcistina/L) embora são cada vez mais freqüentes valores próximos nos ambientes eutróficos tropicais. Foi observado que a toxicidade de uma população de *Microcystis* frente a *Daphnia galeata* aumentou ao longo dos meses (BENNDORF e HENNING, 1989). Provavelmente, a maior eficiência se associa com diferentes situações, por exemplo, o zooplâncton, ao se alimentar preferencialmente de cianobactérias não tóxicas as elimina ou diminui sua densidade, favorecendo o desenvolvimento das espécies tóxicas, ou seja, sua predação exerce pressão favorecendo o crescimento de cepas tóxicas e o aumento do seu efeito deletério sobre o próprio zooplâncton (DEMOT *et al.*, 1991 apud CHORUS na BARTRAM, 1999). Pode também ser um fator de aumento da toxicidade o fato de um organismo zooplantônico ingerir numerosas cianobactérias na sua dieta

e, portanto, maior a concentração de toxinas no seu interior. Outra causa provável pode ser o efeito acumulativo das toxinas e de seu efeito tóxico ao longo do tempo no indivíduo que as ingere.

O avanço dos conhecimentos sobre as cianotoxinas e a disponibilidade de técnicas mais sofisticadas vem evidenciando novas substâncias tóxicas produzidas por microrganismos. Dentre elas, hepatotoxinas de *Synechocystis aquatilis*, cianobactéria nanoplânctônica de água costeira e também cianobactérias do picoplâncton produtoras de microcistinas, identificadas em águas de açudes do nordeste brasileiro. Sua remoção nos processos de tratamento é complexa, o que pode facilitar a biomagnificação (BRANCO, AZEVEDO e TUNDISI, 2006).

## Perspectivas

Não há mecanismos viáveis de curto e médio prazo para evitar a presença de contaminantes orgânicos toxigênicos no ambiente e que podem atingir aos seres vivos, em particular ao ser humano, com destaque para a água dos reservatórios de uso múltiplo. Existem, sim, medidas preventivas e corretivas que devem ser praticadas. Essas medidas se estendem desde a proteção do manancial, passando por modificações técnicas dos métodos de captação, tratamento, adução, reservação e distribuição da água. Políticas públicas de prevenção e controle da eutrofização, com monitoramento, registros sistemáticos da qualidade da água dos mananciais, de seu tratamento e de sua distribuição, são importantes para diminuir as possibilidades de exposição da população a essas substâncias tóxicas.

Medidas preventivas de controle de cianobactérias são recomendadas pela Organização Mundial da Saúde e, dentre elas, se destacam as técnicas de manejo da bacia hidrográfica que reduzam o aporte de nutrientes. O uso e ocupação do solo são determinantes da qualidade da água e o zoneamento territorial é uma ferramenta de conservação, ao definir os usos adequados para as diversas áreas (MOTA, 1995). O planejamento e a gestão dos recursos hídricos precisam de informações qualitativas e quantitativas, baseadas no monitoramento sistemático, ao longo do tempo e no espaço, dos parâmetros de interesse que gerem resultados confiáveis e úteis para a construção de cenários futuros de curto, médio e longo prazo.

Um aspecto que deve ser considerado com bastante rapidez refere-se à criação de normas de qualidade para a água de recreação, limitando a concentração de cianobactérias. Relatos de casos de intoxicação via intra-nasal de pessoas que praticavam esportes aquáticos em águas com florações de cianobactérias (FALCONER, 1991; Lahti *et al*, 1997 apud CHORUS I, 2005) são alertas importantes neste sentido, mais ainda considerando que a ingestão intra-nasal tem equivalência com a administração intra-peritonial (FALCONER, 1996).

Devido ao aumento da frequência de ocorrência de florações de cianobactérias potencialmente tóxicas ao redor do mundo, houve um incremento das investigações sobre os processos tecnológicos para a remoção desses microrganismos e das cianotoxinas na água destinada ao consumo humano. Estudos sobre a remoção de cianotoxinas em processos de tratamento de água são relativamente recentes no Brasil. O uso de barreiras físicas no manancial para contenção de espumas decorrentes de microalgas e cianobactérias, assim como, a filtração em margens são alternativas que devem ser consideradas. Por outro lado, diversas pesquisas têm mostrado que o tratamento convencional (coagulação, floculação, sedimentação e filtração), embora elimine células íntegras de cianobactérias, não é eficiente na remoção de cianotoxinas dissolvidas (KEIJOLA *et al.*, 1988; HIMBERG *et al.*, 1989; HART *et al.*, 1998; CHOW *et al.*, 1999). O emprego da flotação, da dupla filtração e da separação em membranas são exemplos de outras técnicas que também devem ser consideradas na remoção de células intactas de cianobactérias no tratamento de água para consumo humano. Em relação as cianotoxinas, algumas das tecnologias recomendadas como mais efetivas para sua remoção incluem a oxidação biológica através da filtração lenta, a adsorção em carvão ativado granular ou em pó, a oxidação com ozônio, cloro gasoso e hipoclorito de cálcio (SÁ, 2006). Alguns destes temas são abordados nos capítulos seguintes deste livro.

Os impactos ecológicos na biodiversidade e na possível bioacumulação de cianotoxinas na cadeia alimentar dever ser motivo de um maior número de estudos. A bioacumulação ou biomagnificação de compostos orgânicos e inorgânicos é mais bem conhecida nos casos de metais pesados e de pesticidas, enquanto as pesquisas sobre este fenômeno com cianotoxinas, e suas conseqüências na biota e no ambiente aquático, são escassos. Existem poucos trabalhos científicos no país a respeito de bioacumulação de cianotoxinas, e não são conhecidos trabalhos específicos com espécies picoplanctônicas (MAGALHÃES, *et*

*al.*, 2001, PANOSSO, *et al.*, 2003; FERRÃO FILHO *et al.*, 2002).

Ainda, ao se considerar o reuso de águas de esgotos tratados na piscicultura, que gera tanques com água altamente eutrofizada, as modificações eventuais na biodiversidade do fitoplâncton dessas águas deve ser objeto de estudos mais profundos. À luz destes estudos, e no caso de se detectar altas densidades de cianobactérias, deveriam ser obrigatórios sua quantificação, a análise de cianotoxinas na água e nos peixes, complementados com estudos de bioacumulação. Estudos nessa linha, e que sirvam de suporte para uma legislação específica para essa atividade, devem ser implementados. Atualmente, apenas a Austrália possui “um nível de alerta” para toxinas em peixes e alguns mariscos para o Estado de Victoria (BURCH e HUMPAGE, 2005).

Nesse contexto, deveriam também, serem reavaliadas as consequências da criação intensiva de peixes e de camarões de água doce em tanques redes em reservatórios e rios. A legislação brasileira que concede a outorga para piscicultura intensiva em tanques redes dentro de reservatórios deveria ser revista, à luz dos resultados de pesquisas científicas, considerando as alterações que essa atividade causa na água, e ainda, observando que esses ecossistemas aquáticos são de usos múltiplos.

Não existem, no país, técnicas padronizadas e aceitas nacionalmente para a determinação e quantificação da maioria das cianotoxinas, sendo a técnica de detecção de microcistina a mais usada para a avaliação da eficiência do tratamento da água na eliminação de toxinas, assim como para a determinação destes compostos nas águas dos mananciais. A grande difusão da determinação de microcistina deve-se à maior ocorrência (ou registros) de florações de cianobactérias produtoras dessa toxina nos climas temperados. Pesquisas brasileiras orientadas ao desenvolvimento de técnicas de detecção e quantificação de outras cianotoxinas com toxicidade igual ou ainda maior, como as saxitoxinas, são importantes nas águas de reservatórios de clima tropical, onde ocorrem com maior frequência.

Todas estas descobertas e colocações representam desafios para os técnicos do setor, para os gestores ambientais e de saúde pública e para as autoridades em geral, e devem ser enfrentadas no prazo mais breve possível.

## Referência Bibliográfica

- ANAGNOSTIDIS, K. & KOMÁREK J. 1988. Modern Approach to the classification system of Cyanophytes, 3 — Oscillatoriales. *Arch Hydrobiol Suppl Algal Stud* 53:327-472.
- ANDRINOLO, D., MICHEA, L.F., LAGOS, N. (1999). Toxic effects, pharmacokinetics and clearance of saxitoxin, a component of paralytic shellfish poison. *Toxicon*, 37 (7):447-463.
- AZEVEDO, S.M.F.O. (1996). Toxic cyanobacteria and the Caruaru tragedy. IV Simpósio da Sociedade Brasileira de Toxicologia.
- BRANCO, S.M.; AZEVEDO, S.M.F.O. e TUNDISI, J.G ( 2006) - Água e saúde humana In: REBOUÇAS, A.C.; BRAGA, B. e TUNDISI, J. G. ed. Águas doces no Brasil. 3 edição. Pags. 241-267. Escrituras Editora SP.
- AZEVEDO, S. M. F. O. (2005a). South and Central America: Toxic cyanobacteria . In: Codd, G., AZEVEDO, S. M. F. O., BAGCHI, S. N., BURCH, M. D., CARMICHAEL, W. W., HARDING, W. R., KAYA, K., UTKILEN, H. C. (Eds.) . *Cyanonet: A global network for cyanobacterial bloom and toxin risk management*. VI Technical Document in Hydrology n°76.IHP-Unesco, Paris, p. 115-126.
- AZEVEDO, S. M. F. O., VIEIRA, J. M. S., AZEVEDO, M. T. P., HONDA, R. Y., CORRÊA, B. (2005b). Toxic cyanobacteria and microcystin concentrations in a public water supply reservoir in the Brazilian Amazonia region. *Toxicon*. 45: 901-909.
- AZEVEDO, S. M. F. O., CARMICHAEL, W. W., JOCHIMSEN, E.M., RINEHART, K. L., LAU, S., SHAW, G. R. S. ;EAGLESHAM, G. K. (2002). Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru – Brazil. *Toxicology*, 181-182, 441-446.
- AZEVEDO, S.M.F.O.; EVANS,W.R.; CARMICHAEL, W.W.; NAMIKOSHI, M. (1994). First report of microcystins from a Brazilian isolate of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Journal of Applied Phycology*, 6: 261-265.
- BANKER, R.; CARMELI, S.; HADAS, O.; TELSCH, B.; PORAT, R.; SUKENIK, A. (1997). Identification of cylindrospermopsin in *Aphanizomenon Ovalisporum* (Cyanophyceae) isolated from Lake Kinneret, Israel. *J.Phycol.*, 33: 613-616.
- BENNDORF, J.; HENNNIG, M. 1989. *Daphnia* and toxic blooms of *Microcystis aeruginosa* in Bautzen reservoir. *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.*, 74, 233-246
- BICUDO, C.E.M.; MENEZES, M.(Orgs.) (2005). Gêneros de algas de águas continentais do Brasil (chave para identificação e descrições). São Carlos: RiMa, 508 p.
- BISHOP, C.T.; ANET, E.F.L.J.; GORHAM, P.R. (1959) Isolation and indentication of the past-death factor in *Microcystis aeruginosa* NRC-1. *Canadian Journal of Biochemistry and Physiology*, 37: 345-361.

BILLINGS, W.H. (1981). Water-associated human illness in northeast Pennsylvania and its suspected association with blue-green algae blooms. In: CARMICHAEL, W.W. (Ed.) *The Water Environment: Algal Toxins and Health*, pp. 243–255. New York: Plenum Press.

BLACK, J.G. (1999). *Microbiology. Principles and Applications*. 3° Ed. Prentice Hall, N.Jersey, 800 pp.

BOTES, D.P.; VILJOEN, C.C.; KRUGER, H.; WESSELS, P.L.; WILLIAMS, D.H. (1982). Configuration assignments of the amino acid residues and the presence of N-methyldehydroalanine in toxins from the blue-green algae *Microcystis aeruginosa*. *Toxicon*, 20: 1037-1042.

BOURKE, A.T.C., HAWES, R.B., NEILSON, A. AND STALLMAN, N.D. (1983) An outbreak of hepatoenteritis (The Palm Island mystery disease) possibly caused by algal intoxication. *Toxicon Suppl.* 3, 45–48.

BOUVY, M., MOLICA, R., OLIVEIRA.S, MARINHO.M, BEKER.B, (1999). Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. *Aquatic Microbial Ecology*. 20, 285-297.

BURCH, M.; HUMPAGE, A. (2005). Regulation and management of cyanobacteria. In: Chorus, I. (Ed.). *Current approaches to cyanotoxin risk assessment, risk management and regulations in different countries*. Federal Environmental Agency, Dessau, p. 9-20.

CARMICHAEL, W.W. (1994). The toxins of Cyanobacteria. *Scientific American*, 271, 78-86.

CARMICHAEL, W.W. (1992). Cyanobacteria secondary metabolites – The Cyanotoxins. *J.Appl.Bact.*, 72: 445-459.

CARMICHAEL, W. W. (1994). The toxins of cyanobacteria. *Scientific.American*. 270(1): 78-86

CARMICHAEL, W. W. E GORHAM, P. R. (1981). The mosaic nature of toxic blooms of cyanobacteria . In: Carmichael, W. W. (Ed.) . *The Water Environment - Algal Toxins and Health*, Plenum Press, New York, p. 161-172.

CARMICHAEL, W. W.; AZEVEDO, S. M. F. O.; AN, J.; MOLICA, R.; JOCHIMSEN, E.; LAU, S.; RINEHART, K.; SHAW, G.; EAGLESHAM, G. (2001). Human fatalities from Cyanobacteria: Chemical and biological evidence for cyanotoxins. *Environmental Health Perspectives*, 109: 663-668.

CARMICHAEL, W.W.; AN. J.S.; AZEVEDO, S.M.F.O.; LAU, S.; RINEHARTI, K.L.; JOCHIMSEN, E.M.; HOLMS, C.E.M; SILVA, J.B. (1996). Analysis for microcystins involved in outbreak of liver failure and death of humans at a hemodialysis center in Caruaru, Pernambuco, Brazil. IV Simpósio da Sociedade Brasileira de Toxicologia.

CARMICHAEL, W.W., MAHMOOD, N.A.; HYDE, E.G. (1990). Natural toxins from cyanobacteria (bleu green algae). In *Marine Toxins: Origin, Structure and Molecular Pharmacology*, Eds: Hall, S.; Stritchrtz, G. pp: 87-106, DC: American Chemical Society.

CARMICHAEL, W. W.; BEASLEY, V. R.; BUNNER, D. L.; ELOFF, J. N.; FALCONER, I. R.; GORHAM, P. R.; HARADA, K.-I.; YU, M.-J.; KRISHNAMURTHY, T.; MOORE, R. E.; RINEHART, K. L.; RUNNEGAR, M. T. C.; SKULBERG, O. M.; WATANABE, M. (1988). Naming of cyclic heptapeptide toxins of cyanobacteria (blue-green algae). *Toxicon*, 26: 971-973.

CHELLAPPA, N. T., COSTA, M. A. M., MARINHO, I. R., (2000). Harmful cyanobacterial blooms from semiarid freshwater ecosystems of North-Easter Brazil. *Australian Society for Limnology Inc.* 38(2), 45-49

CHORUS, I.; BARTRAM, J. (1999). *Toxic Cyanobacteria in water. A guide to their public health consequences, monitoring and management.* Published on behalf of WHO -World Health Organization by Taylor and Francis. London & New York. 416p.

CHOW, C. W. K., DRIKAS, M., HOUSE, J., BURCH, M. D. E VELZEBOER, R. M. A. (1999). The impact of conventional water treatment processes on cells of the cyanobacterium *Microcystis Aeruginosa*. *Water Research*, 33 (15), 3253-3262.

CODD, G.A.(1996). Harmful algae news. *IOC/UNESCO*, 15 (4). United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, Paris.

CODD, G., AZEVEDO, S. M. F. O., BAGCHI, S. N., BURCH, M. D., CARMICHAEL, W. W., HARDING, W. R. E KAYA, K.(2005). *Cyanonet: A global network for cyanobacterial bloom and toxic risk management.* IHP-UNESCO . Paris. 138 p.

COSTA, S.M.; AZEVEDO, S.M.F.O. (1994). Implantação de um Banco de Culturas de Cianofíceas Tóxicas. *Iheringia - Série Botânica*, 45: 69-74.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente/Ministério do Meio Ambiente (MMA).(2005). Resolução N° 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providencias. MMA.

COX, P. A.; BANACCK, S. A.; MURCH, S. J.; RASMUNSEN, U.; TIEN, G.; BIDIGARE, R. R.; METCAL, J. S.; MORRISON, L. F.; CODD, G. A.; BERGMAN, B. (2005).Diverse taxa of cyanobacteria produce b-N-methylamino-L-alanine, a neurotoxic amino acid. *PNAS*, 102(14): 5074-5078.

COX, P. A.; BANACK, S. A.; MURCH, S. J. (2003). Biomagnification of cyanobacterial neurotoxins and neurodegenerative disease among Chamorro people of Guam. *PNAS*, V100 (23):13380-13383.

DILLENBERG, H.O. E DEHNEL, M.K. (1960) Toxic waterbloom in Saskatchewan, 1959. *Can. Med. Assoc. J.* 83 , 1151-1154

DITTMANN, E., ERHARD, M., KAEBERNICK, M., SCHELER, C., NEILAN, B., VON DÖHREN, H., BÖRNER, T. (2001). Altered expression of two light-dependent genes in a microcystin-lacking mutant of *Microcystis aeruginosa* PCC 7806. *Microbiol.* 147: 3119-3133.

DOMINGOS, P.; RUBIN, T.K.; MOLICA, R.J.R.; AZEVEDO, S.M.F.O.; CARMICHAEL, W.W. (1999). First report of microcystin production by picoplanktonic cyanobacteria isolated from a north-east Brazilian drinking water supply. *Environmental Toxicology*, 14: 31-35.

ERIKSSON, J. E., GRONBERG, L., NYGARD, S., SLOTTE, J. P., MERILUOTO, J. (1990). Hepatocellular uptake of 3H-dihydromicrocystin-LR a cyclic peptide toxin. *Biochim.Biophys.Acta*. 1025(1): 60-66.

ESTEVEES, F. (1998). Fundamentos de Limnologia. 2º Ed. Interciência. Rio de Janeiro, Brasil. ERIKSSON, J. E., GRONBERG, L., NYGARD, S., SLOTTE, J. P., MERILUOTO, J. (1990). Hepatocellular uptake of 3H-dihydromicrocystin-LR a cyclic peptide toxin. *Biochim.Biophys.Acta*. 1025(1): 60-66.

FALCH, B.S.; KONIG, G.M.; WRIGHT, A.D.; STICHER, O.; ANGERHOFER, C.K.; PEZZUTO, J.M; FALCONER, I.R.; CHOICE, A.; HOSJA, W.(1992). Toxicity of edible mussel (*Mytilus edulis*) growing naturally in an estuary during a water bloom of the blue green algae *Nodularia spumigera*. *J. Environmental Toxicology, Water Quality*, 7, 119-123.

FALCONER, I. R. (1998). Algal toxic and humans health . In: Hrubec, J. (Ed.) . *The Handbook of Environmental Chemistry*, vol.5, part C.Quality and Treatment of Drinking Water II.Springer, Berlin, p. 53-82.

FALCONER, I. R. (1996). Potencial impact on human health of toxic cyanobacteria. *Phycologia*, 35 (6), 6-11.

FALCONER, I. R. (1991). Tumor promotion and liver Injury caused by oral consumption of cyanobacteria. *Environmental Toxicology and Water Quality*. 6: 177-184.

FALCONER, I. R.; HUMPAGE, A. R. (2001). Preliminary evidence for in vivo tumour Initiation by oral administration of Extracts of the blue-Green algal *Cylindrospermopsis raciboeskii* containing the toxin *Cylindrospermopsin*. *John Wiley & Sons*. 16: 192-195.

FALCONER, I. R., BURCH, M., STEFFENSEN, D., CHOICE, M., COVERDALE, O. (1994). Toxicity of the blue-green alga (*Cyanobacterium*) *Microcystis aeruginosa* in drinking water to growing pigs, as an animal model for human injury and risk assessment. *Environmental.Toxicology*. 9: 131-139.

FALCONER, I.R., BERESFORD, A.M. AND RUNNEGAR, M.T.C. (1983). Evidence of liver damage by toxin from a bloom of the blue-green alga, *Microcystis aeruginosa*. *Med. J. Aust*. 1, 511-514

FAWELL, J. K., JAMES, C. P., JAMES, H. A. (1994). Toxins from blue-green algae: Toxicological assessment of microcystin-LR and a method for its determination in water. *Water Research Centre, Medmenham, UK*, 46 p.

FERRÃO FILHO, A.S.; DOMINGOS, P.; AZEVEDO, S.M.F.O.; CARMICHAEL, W.W. (2002). Influences of *Microcystis aeruginosa* Kutzinger bloom on zooplankton population in Jacarepaguá Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil). *Limnologia*, 32: 295-308.

- FITZGERALD, D. J., CUNLIFFE, D. A. E BURCH, M. D. (1999). Development of health alerts for cyanobacteria and related toxins in drinking water in South Australia. *Environment Toxicology*, 14 (1), 203-207.
- FROSCIO, S. M., HUMPAGE, A. R., BURCHAM, P. C., FALCONER, I. R. (2001). Cell-Free protein synthesis inhibition assay for the cyanobacterial toxin cylindrospermopsin. *Environmental Toxicology*. 16(05): 408-412.
- FUJIKI, H. (1992). Is the Inhibition of protein phosphatase 1 and 2A activities a general mechanism of tumor promotion in human cancer development? *Molecular Carcinogenesis*. 5: 91-94.
- GOMES, L.N.L., FIRPO, F.D., NASCIMENTO, F.A., von SPERLING, F.D., Pádua, V.L. (2005). Estudo da viabilidade da implantação de uma cortina de ar como método físico de contenção de florações de cianobactérias no manancial. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande, MS.
- HARADA, K.I., TSUJI, K., WATANABLE, M.F. (1996). Stability of microcystins from cyanobacteria. Effect of pH and temperature. *Phycologia*. 35(6), 83-88.
- HARADA, K. I.; OHTANI, I.; IWAMOTO, K.; SUZUKI, M.; WATANABE, M.; WATANABE, M.; TERAOKA, K. (1994). Isolation of Cylindrospermopsin from a Cyanobacterium Umezakia natans and its screening method. *Toxicon*, 32(1): 73-84.
- HARADA, K.I.; OGAWA, K.; MATSUMURA, K.; MURATA, H.; SUZUKI, M.; WATANABE, M.F.; ITOZONO, Y.; NAKAYAMA, N. (1990). Structural determination of geometrical isomers of microcystins LR and RR from cyanobacterium Umezakia natans and its screening methods. *Toxicon*, 32:73.
- HART, J., FAWELL, J. K., CROLL, B. (1998). The fate of both intra- and extracellular Toxins during drinking water treatment. *Water Supply*, 16 (1-2), 611-616.
- HAWSER, S. P.; CODD, G. A.; CAPONE, D. G.; CARPENTER, E. J. (1991). A neurotoxic factor associated with the bloom-forming cyanobacterium *Trichodesmium*. *Toxicon*, 29:277-278. *Toxicon*, 29: 277-278.
- HIMBERG, K., KEIJOLA, A. M., HISSVIRTA, L., PYYSAALO, H., SIVONEN, K. (1989). The effect of water treatment process on the removal of hepatotoxins from *Microcystis* and *Oscillatoria* cyanobacteria: a laboratory study. *Water Research*, 23 (8), 979-984.
- HIROOKA, E. Y., PINOTTI, M. H. P., TSUTSUMI, T., YOSHIDA, Y., UENO, Y., (1999). Survey of microcystins in water between 1995 in Paraná, Brazil using ELISA. *Natural Toxins*. 7, 103-109.
- HOEGER, S. J., DIETRICH, D. R., HITZFELD, B. C. (2002). Effect of ozonation on the removal of cyanobacterial toxins during drinking water treatment. *Environmental Health Perspectives*. 110(11): 1127-1132.

HOLST, T., JORGENSEN, N. O. G., JORGENSEN, C., JOHANSEN, A. (2003). Degradation of microcystin in sediments at oxic and anoxic denitrifying conditions. *Water Research*. 37: 4748-4760.

HOOSER, S.; BEASLEY, V.; WAITE, L.; KULLENSCHMIDT, M.; CARMICHAEL, W. W.; HASCHEK, W. (1991). Actin Filament Alterations in Rat Hepatocytes Induced In Vivo and In Vitro by Microcystin-LR, a Hepatotoxin from the Blue-green Alga, *Microcystis aeruginosa*. *Vet.Pathol.*, 28: 259-266.

HUGHES, E.O.; GORHAM, P.R.; ZEHNDER, A. (1958). Toxicity of unialgal culture of *Microcystis aeruginosa*. *Canadian Journal of Microbiology*, 4,3, 225-266.

HUMPAGE, A. e FALCONER, I. R. (1999). Microcystin-LR and liver tumor promotion: effects on cytokinesis, ploidy, and apoptosis in cultured hepatocytes. *Environmental.Toxicology*. 14(1): 61-75.

HUMPAGE, A. R., HARDY, S. J., MOORE, E. J., FROSCIO, S. M., FALCONER, I. R. (2000a). Microcystins (Cyanobacterial Toxins) in drinking water enhance the growth of aberrant crypt foci in the mouse colon. *Toxicology and Environmental Health*. 61: 155-165.

HUMPAGE, A. R., FENECH, M., THOMAS, P., FALCONER, I. R. (2000b). Micronucleus induction and chromosome loss in transformed human white cells indicate clastogenic and aneugenic action of the cyanobacterial toxin, cylindropermopsin. *Mutation Research*. 472: 155-161.

HUMPAGE, A. R. E FALCONER, I. R. (2003). Oral toxicity of the cyanobacterial toxin cylindropermopsin in male swiss albino mice: Determination of no observed adverse effect level for deriving a drinking water guideline value. *Environmental Toxicology*. 18(2): 94-103.

HUSZAR.V.L.M, SILVA.L.H.S, MARINHO.M, DOMINGOS, P., SANT' ANNA.C.L (2000). Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. *Hydrobiologia*. 424: 67-77.

JARDIM, F. A., FONSECA, Y. M. F. E AZEVEDO, S. M. F. O. (1999). A ocorrência de *Microcystis viridis* e *Cylindropermopsis raciborskii* tóxicas em um manancial da COPASA - MG. *Anais da VIII Reunião Brasileira de Ficologia*.

JOCHIMSEN, E. M., CARMICHAEL, W. W., AN, J. S., CARDO, D., COOKSON, S. T., HOLMES, C. E. M., ANTUNES, M. B., MELO, A. D., LYRA, T. M., BARRETO, V. S. T., AZEVEDO, S. M. F. O., JARVIS, W. R. (1998). Liver failure and death following exposure to microcystin toxins at a hemodialysis center in Brazil. *The New England Journal of Medicine*. 36: 373-378.

JONES, G., NEGRI, A. (1997). Persistence and degradation of cyanobacterial paralytic shellfish poisons (PSPs) in freshwaters. *Wat.Res*. 31(3): 525-533.

KEARNS, K. D., HUNTER, M. D. (2000). Green algal extracellular products regulate antialgal toxin production in a cyanobacterium. *Environmental Microbiology*. 2(3): 291-297.

- KEIJOLA, A. M., HIMBERG, K., ESALA, A. L., SIVONEN, K., HIISVIRTA, L. (1988). Removal of cyanobacterial toxins in water treatment processes: laboratory and pilot-scale experiments. *Toxicity Assessment: An International Journal*, 3, 643-656.
- KELETI, G., SYKORA, J.L. (1982). Production and properties of cyanobacterial endotoxins. *Appl. Environ. Microbiol.*, 43, 104 - 109.
- KIVIRANTA, J., SIVONEN, K., LAHTI, K., LUUKKAINEN, R., NIEMELS, S. (1991). Production and biodegradation of cyanobacterial toxins - a laboratory study. *Arch. Hydrobiol.* 1: 281-282.
- KOMÁREK, J.; AZEVEDO, S.M.F.O.; DOMINGOS, P.; KOMÁRKOVÁ, J. TICHY, M. (2001). Background of the Caruaru tragedy: a case taxonomic study of toxic cyanobacteria. *Algological Studies*. 140 (92): 9-29.
- KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. 2000. *Cyanoprokaryota. 1. Teil: Chroococcales. Spektrum, Akademische Verlag (Sübwasserflora von Mitteleuropa; Band 19/1), Berlin.*
- KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. 1989. Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 4 - Nostocales. *Algological Studies* 56: 247-345.
- KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. 1986. Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 2- Chroococcales. *Algological Studies* 43: 157-226.
- LAGOS, N., ONODERA, H., ZAGATTO, P. A., ANDRINOLO, D., AZEVEDO, S. M. F. Q.; OSLIMA, Y. (1999). The first evidence of paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*, isolated from Brazil. *Toxicon*, 37, 1359-1373.
- LAMBERT, T.; BOLAND, M.; HOLMES, C.; HUDREY, S. (1994). Quantitation of the Microcystin Hepatotoxins in Water at Environmentally Relevant. *Environ.Sci.Technol.*, 28: 753-755. I
- LAWTON, L. E CODD, G. (1991). Cyanobacterial(blue-green algal)toxins and their significance in UK european waters. *J.IWEM*. 5: 460-464.
- LAWTON, L. A., ROBERTSON, P., CORNISH, B., MARR, I. L., JASPARS, M. (2003). Processes influencing surface interaction and photocatalytic destruction of microcystins on titanium dioxide photocatalysts . *J.Catalysis*. 213: 109-113.
- LEFEVRE, K.H.; TRAINER, V.L.; SCHOLZ, N.C. (2004). Morphological abnormalities and sensorimotor deficits in larval fish exposed to dissolved saxitoxin. *Aquatic Toxicology*, 66 (2):157-170.
- LINS, R.P. (2006). Limnologia da barragem de Acauã e codeterminantes socioeconômicos de seu entorno: uma nova interação do limnólogo com sua unidade de estudo. Dissertação de Mestrado. PRODEMA/UFPB. João Pessoa, 145 p.

LIPPY, E.C.; ERB, J. (1976). Gastrointestinal illness at Sewickley, PA. Journal American Watert Works Association. 68:606-610.

MAGALHÃES, V. F. E AZEVEDO, S. M. F. O. (1998). Ecological implications of hepatotoxic *Microcystis aeruginosa* in the Jacarepaguá Lagoon, Brazil. Xunta de Galicia and Intergovernmental Oceanographic Commission of Unesco. pg. 28.

MAGALHÃES, V. F.; SOARES, R. M.; AZEVEDO, S. M. F. O. (2001). Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá Lagoon (RJ, Brazil): Ecological implication and human health risk. *Toxicon*, 39: 1077-1085.

MATSUNAGA, S., R.E. MOORE, W.P. NIEMCZURA, W.W. CARMICHAEL. (1989). Anatoxin-a(S), a potent anticholinesterase from *Anabaena flos-aquae*. *Journal of American Chemical Society*. 111: 8021- 8023.

MATTHIENSEN, A., BEATTIE.K.A, YUNES.J.S, KAYA, K., CODD.G.A (2000). [D-Leu<sup>1</sup>] Microcystin-LR, from the cyanobacterium *Microcystis* RST 9501 and from a *Microcystis* blooms in the Patos Lagoon estuary, Brazil. *Phytochemistry*. 55: 383-387.

MAHAMOOD, N. A, CARMICHAEL, W. W. (1986). Paralytic shellfish poisons produced by the freshwater cyanobacterium *Aphanizomenon flos-aquae* NH-5. *Toxicon*. 24: 175-186.

MERILUOTO, J., CODD, G. (2005). Cyanobacterial monitoring and cyanotoxin analysis. Åbo Akademi University Press. 149 p.

MINISTÉRIO DA SAÚDE/FUNDAÇÃO NACIONAL DA SAÚDE. (2003). Cianobactérias Tóxicas na Água para Consumo Humano. Impactos na Saúde Pública e Processos de Remoção em Água para Consumo Humano. FUNASA/MS, Brasília, Brasil, 56p.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. 2004. Portaria Nº 518/GM Em 25 de março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Ministério da Saúde. 2004.

MOLICA, R. J. R., OLIVEIRA, E. J. A., CARVALHO, P. V. V. C., COSTA, A. N. S. F., CUNHA, M. C. C., MELO, G. L., AZEVEDO, S. M. F. O., (2005). Occurrence of saxitoxins and an anatoxin-a(s)-like anticholinesterase in a Brazilian drinking water supply. *Harmful Algae*. 4, 743-753.

MOLICA, R.; ONODERA, H.; GARCIA, C.; RIVAS, M.; ANDRINOLO, D.; NASCIMENTO, S.; MEGURO, H.; OSHIMA, Y.; AZEVEDO, S.; LAGOS, N (2002). Toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae) isolated from Tabocas reservoir in Caruaru, Brazil, including demonstration of a new saxitoxin analogue. *Phycologia*, 41: 606-611.

MONSERRAT, J. M., YUNES, J. S., BIANCHINI, A. (2001). Effects of *Anabaena Spiroides* (Cyanobacteria) aqueous extracts on the acetylcholinesterase activity of aquatic species. *Environ.Toxicology & Chemistry*. 20(6): 87-94.

- MOSS, B. (2000). Ecology of Fresh Waters. Man and Medium, Past to Future. 3<sup>o</sup> Ed. Blackwell Science.
- MOTTA, S. (1995). Preservação e conservação dos recursos hídricos. Fundo Editorial ABES, 222p.
- NEGRI, A.P.; JONES, G.J. (1995). Bioaccumultion of paralytic shellfish poisoning (PSP) toxins from the cyanobacterium *Anabaena circinalis* by the freshwater mussel *Alathia condoloa*. *Toxicon*, 33(5), 667-678.
- NICHOLSON, B.C. E BURCH, M.D. (2001) Evaluation of analytical methods for detection and quantification of cyanotoxins in relation to Australian drinking water guidelines. Report for the National Health and Medical Research Council of Australia, the Water Services Association of Australia, and the Cooperative Research Centre for water Quality and Treatment.
- NISHIWAKI-MATSUSHIMA R.; OHTA, T.; NISHIWAKI, S.; SUGUNUMA, M.; KOHYAMA, K.; ISHIKAWA, T.; CARMICHAEL, W.W.; FUJIKI, H. (1992). Liver tumor promotion by the cyanobacterial cyclic peptide toxin microcystin-LR. *J. Cancer Res.Clin. Oncol.* 118: 420-424.
- OHTANI, I.; MOORE, R.; RUNNEGAR, M. (1992). Cylindrospermopsin: A potent hepatotoxin from the blue-green alga *Cylindrospermopsis raciborskii*. *J.Am.Chem.Soc.*, 114: 7942-7944.
- ONODERA, H.; SATAKE, M.; OSHIMA, Y.; YASUMOTO, T.; CARMICHAEL, W. W. (1997). New saxotoxin analogues from the freshwater filamentous *Cyanobacterium Lyngbya wollei*. *Natural.Toxins.*, 5: 149-151.
- ORR, P. T., JONES, G. J., HAMILTON, G. R. (2004). Removal of saxitoxins from drinking water by granular activated carbon, ozone and hydrogen peroxide- implications for compliance with the Australian drinking water guidelines. *Water Research*. 38: 4455-4461.
- PAERL, H., MILLIE, D. (1996). Physiological ecology of toxic aquatic cyanobacteria. *Phycologia*. 35(6): 160-167.
- PANOSSO, R.; CARLSSON, P.; SUZUKI, B.K.; AZEVEDO, S.M.F.O.; GRANÈLI, E. (2003). Effect of grazing by a neotropical copepod, *Notodiaptomus*, on a natural cyanobacterial assemblage and on toxic and no toxic cyanobacterial strains. *Journal of Plankton Research*. 25: 1.169-1175.
- REYNOLDS, C. (1997). Vegetation processes in the pelagic: a modelo for ecosystem theory . In: Kinne, O. (Ed.) . Excellence in Ecology, Ecology Institute, Oldendorf/Luhe, p. 371.
- RINEHART, K., NAMIKOSHI, M., CHOI, B. (1994). Structure and biosynthesis of toxins from blue-green algae(cyanobacteria). *Journal of applied.phycology*. 6(2): 159-176.
- RUNNEGAR, M., FALCONER, I. R., SILVER, J. (1981). Deformation of Isolated Rat

Hepatocytes by a Peptide Hepatotoxin from the Blue-green Alga *Microcystis aeruginosa*. *Archives of Pharmacology*. 317: 268-272.

SÁ, J. C. (2006). Aplicabilidade do processo de filtração lenta no tratamento de água contendo *Microcystis aeruginosa* e microcistina – estudo de parâmetros de projeto e operação visando otimização da eficiência de remoção. Tese de Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. Faculdade de Tecnologia. Universidade de Brasília (ENC/FT/UnB). 186p.

SANT'ANNA, C.L.; AZEVEDO, M. T. P.; AGUIJARO, L. F.; CARVALHO, M.C.; CARVALHO, L. R., SOUZA, R.C.R. (2006). Manual Ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras. Editora Interciência .58pp.

SANT'ANNA, C.L.; AZEVEDO, M.T.P. (2000). Contribution to the knowledge of potentially toxic Cyanobacteria from Brazil. *Nova Hedwigia*. 71(3-4), pp. 359-385.

SHAW, G.; SUKENIK, A.; LIVNE, A.; CHISWELL, R.; SMITH, M.; SEAWRIGHT, A.; NORRIS, R.; EAGLESHAM, G.; MOORE, M. (1999). Blooms of the *Cylindrospermopsis* containing cyanobacterium, *Aphanizomenon ovalisporum* (Forti), in Newly Constructed Lakes, Queensland, Australia. *Environmental Toxicology*, 14: 167-177.

SHAW, G., SEAWRIGHT, A., SHAHIN, M., SENOGLES, P., MUELLER, J., MOORE, M. (2000). The cyanobacterial toxin, *Cylindrospermopsis*: Human health risk assessment. National Research Center for Environmental Toxicology, Australia.

SEAWRIGHT, A., NOLAN, C., SHAW, G., CHISWELL, R., NORRIS, R., MOORE, M., SMITH, M. (1999). The oral toxicity for mice of the tropical Cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska). *Environmental Toxicology*. 14: 135-142.

SHEN, X. Y., LAM, P. S. K. S., SHAW, G., WICKRAMASINGHE, W. (2002). Genotoxicity investigation of a cyanobacterial toxin, *cylindrospermopsis*. *Toxicon*. 40: 1499-1501.

SHEPHARD, G., STOCKENSTRUM, S., VILLIERS, D., ENGELBRECHT, W., SYDENHAM, E., WESSELS, G. (1998). Photocatalytic degradation of cyanobacterial microcystin toxins in water. *Toxicon*. 36(12): 1895-1901.

SILVA, A.S. da. (2005). Avaliação da Capacidade de Remoção de Saxitoxinas por Diferentes Tipos de Carvão Ativado em Pó (CAP) Produzidos no Brasil. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos. Faculdade de Tecnologia. Universidade de Brasília (ENC/FT/UnB). 115p.

SIVONEN, K., HIMBERG, K., LUUKKAINEN, R., NIEMELA, S., POON, G. K., CODD, G. A. (1989). Preliminary characterization of neurotoxic cyanobacterial blooms and strains from Finland. *Toxicity Assessment*. 4: 339-352.

SIVONEN, K., NIEMELA, S. I., NIEMI, R. M., LEPISTO, L., LUOMA, T. H., RASAMEN, L. A. (1990). Toxic cyanobacteria (blue-green algae) in Finnish fresh and coastal waters. *Hydrobiologia*. 190: 267-275.

- SOARES, R. M.; MAGALHÃES, V. F.; AZEVEDO, S.M.F.O. (2004) Accumulation and depuration of microcystins (cyanobacteria hepatotoxins) in *Tilapia rendalli* (Cichlidae) under laboratory conditions. *Aquatic Toxicology*, v. 70, p. 1-10.
- TERAO, K., OHMORI, S., IGARASHI, K., OHTANI, I., WATANABE, M. G., HARADA, K.-I., ITO, WATANABE, M. (1994). Electron microscopic studies on experimental poisoning in mice induced by cylindrospermopsin isolated from blue-green algae *Umezakia natans*. *Toxicon*. 32: 833-843.
- TISDALE, E.S. (1931a) Epidemic of intestinal disorders in Charleston, W. Va., occurring simultaneously with unprecedented water supply conditions. *Am. J. Public Health* 21 ,198–200
- TISDALE, E.S. (1931b) The 1930–1931 drought and its effect upon public water supply. *Am. J. Public Health* 21 , 1203–1218.
- TEIXEIRA, M.G.L.C.; COSTA, M.C.N.; CARVALHO, V.L.P.; PEREIRA, M.S.; HAGE, E. (1993). Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica, Bahia, Brazil. *Bulletin of PAHO*, 27(3): 244-253.
- TSUJI, K., NAITO, S., KONDO, F., ISHIKAWA, N., WATANABE, M. F., SUZUKI, M., HARADA, K.-I. (1993). Stability of microcystins from cyanobacteria: Effect of light on decomposition and isomerization. *Environ.Sci.Technol.* 28: 173-177.
- TUNDISI, J.G; TUNDISI, T.M. (1992). Eutrofication of lakes and reservoirs: a comparative analysis, case studies, perspectives. In: *Algae and Environment - a general approach*, Eds: Cordeiro-Marino, M. et al., pp. 1-33, Sociedade Brasileira de Ficologia.
- TURNER, P.C., GAMMIE, A.J., HOLLINRAKE, K., CODD, G.A. (1990) Pneumonia associated with cyanobacteria. *Brit. Med. J.* 300 , 1440–1441.
- VAN BUYNDER, P.G.; OUGHTRED, T., KIRBY, B.; PHILLIPS, S.; EAGLESHAM, G., THOMAS, K.; BURCH, M. (2001). Nodularin uptake by seafood during a cyanobacterial bloom. *Environmental Toxicology*, 16: 468-471.
- VAN LIERE, L.; WALSBY, A.E. (1982). Interactions of cyanobacteria with light. In: N.G.Carr and B.A. Whitton (Eds). *The biology of the cyanobacteria*. Blackwell Science Publications, Oxford, 9-54.
- VIEIRA, J. M., AZEVEDO, M. T. P., AZEVEDO.S.M.F.O., HONDA, R. Y., CORRÊA, B., (2003). Microcystin production by *Radiocystis fernandoi* (Chroococcales, Cyanobacteria) isolated from a drinking water reservoir in the city of Belém, PA, Brazilian Amazonia region. *Toxicon*. 42, 709-713.
- WALSBY, A.E. 1981. Cyanobacteria: planktonic gas - vacuolated forms. In: M.STAR, H. STOLP, A. BLOWES and H.G. SCHELEGEL [Eds]. *The prokaryotes*. Springer Verlag, New York, 224-235.

WATANABE, M.F.; PARK, H.-D.; KONDO, F.; HARADA, K.-I.; HAYASI, H.; OKINO, T. (1997). Identification and estimation of microcystins in freshwater mussels. *Nat. Toxins*, 5, 31-35.

WATANABE, M., WATANABE, M., KATO, T., HARADA, K.-I., SUZUKI, M. (1991). Composition of cyclic peptide toxins among strains of *Microcystis aeruginosa* (blue-green algae, cyanobacteria). *Bot.Mag.Tokyo*. 104: 49-57.

WELKER, M., STEINBERG, C. (1999). Indirect photolysis of cyanotoxins: one possible mechanism for their low persistence. *Water Research*. 33: 1159-1164.

WERNER, V.R. (2002). Cyanophyceae/Cyanobacteria no sistema de lagoas e lagunas da Planície Costeira do estado do Rio Grande do Sul, Brasil. Tese de Doutorado em Ciências Biológicas (Biologia Vegetal), Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, UNESP, Brasil.

WEISE, G.; DREWS, G.; JANN, B.; JANN, K. (1970). Identification and analysis of lipopolysaccharide walls of blue-green algae *Anacystis nidulans*. *Arch. Microbiol.* 71, 89-98.

WHO - World Health Organization (2004). Guidelines for drinking-water quality. Addendum to volume 1: Recommendations . World Health Organization, Genebra, p. 36.

WHO - World Health Organization (1998). Guideline for Drinking Water Quality, WHO. (1998). 36p.

YUNES, J.S.; CUNHA, N.T.; BARROS, L.P. (2003). Cyanobacterial Neurotoxins from Southern Brazilian freshwaters . *Comments on Toxicology*, 9: 103-115.

YUNES, J.S. (2002). Florações de Algas (Cianobactérias) Nocivas: Homem Vítima ou Culpado? *CianoNews* Abril/2002. <http://www.cianobacterias.furg.br> (consultado em 20/12/05).

YUNES, J., CUNHA, N. T., CONTE, S. M., RABELLO, I. M., GIORDANI, A. T., BENDATTI, M. M., MAIZONAVE, C. M., HEIN, R. P. (2000). Programa AGUAAN: Agilização do Gerenciamento e Utilização de Águas com Algas Nocivas. *Anais do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental*.

YUNES, J., SALOMON, P., MATTHIENSEN, A., BEATTIE, K., RAGGETT, S., CODD, G. (1996). Toxic blooms of cyanobacteria in the Patos Lagoon Estuary, southern Brazil. *Journal of Aquatic Ecosystem Health*. 5: 223-229.

ZILBERG, B. (1966) Gastroenteritis in Salisbury European children—a five-year study. *Centr. Afr. J. Med.* 12 , 164–168.

## Referência Bibliográfica Citada em *apud*

AZEVEDO, S.M.F.O. (2005). Brazil. Management and Regulatory Approaches for Cyanobacteria and Cyanotoxins. In: I.Chorus. (Ed). Current approaches to cyanotoxin risk

assessment, risk management and regulations in different countries. WaBoLu-Hefte, Berlin. pp 27-30. 2005.

BYTH, S. (1980). Palm Island mystery disease. Med. Journal Australia, 2:40-42. In: B.C. NICHOLSON; M.D. BURCH (Eds). Evaluation of Analytical Methods for Detection and Quantification of Cyanotoxins in Relation to Australian Drinking Water Guidelines. Cooperative Research Centre for Water Quality and Treatment. NHMRC/ Water Services Association of Australia/CRC for Water Quality and Treatment/ Commonwealth of Australia, 2001

CARMICHAEL, W.W. (1997) The cyanotoxins. In: CALLOW, J.A. (Ed.) Advances in Botanical Research, Vol 27, pp. 211–256. San Diego: Academic Press Inc. In: B.C. NICHOLSON; M.D. BURCH (Eds). Evaluation of Analytical Methods for Detection and Quantification of Cyanotoxins in Relation to Australian Drinking Water Guidelines. Cooperative Research Centre for Water Quality and Treatment. NHMRC/ Water Services Association of Australia/CRC for Water Quality and Treatment/ Commonwealth of Australia, 2001

CHISWELL, R.K., SHAW, G.R., EAGLESHAM, G.K., SMITH, M.J., NORRIS, R.L., SEAWRIGHT, A.A. AND MOORE, M.R. (1999) Stability of cylindrospermopsin, the toxin from the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*. Effects of pH, temperature and sunlight on decomposition. Environ. Toxicol. Water Qual. In: CHORUS, I. & BARTRAM, J. (Eds.) Toxic Cyanobacteria in Water – A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management. Taylor & Francis, Londres, Inglaterra- World Health Organization. 1999. 416p.

DEMOTT, W.R.; ZHANG, Q.; CARMICHAEL, W.W. (1991). Effects of toxic cyanobacteria and purified toxins on the survival and feeding of a copepod and three species of *Daphnia*. Limnol. Oceanog., 36 (7), 1346-1357. In: CHORUS, I. & BARTRAM, J. (Eds.) Toxic Cyanobacteria in Water – A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management. Taylor & Francis, Londres, Inglaterra- World Health Organization. 1999. 416p.

FRANCIS, G. (1878). Poisonous Australian Algae. Nature, 18, 11-12. In: CHORUS, I. & BARTRAM, J. (Eds.) Toxic Cyanobacteria in Water – A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management. Taylor & Francis, Londres, Inglaterra- World Health Organization. 1999. 416p.)

GEITLER, L. (1932). Cyanophyceae. In: L. Rabenhorst [Ed]. Kryptogamen – Flora. 14. Band. Akademische Verlagsgesellschaft, Leipzig, 1196 pp. In: CHORUS, I. & BARTRAM, J. (Eds.) Toxic Cyanobacteria in Water – A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management. Taylor & Francis, Londres, Inglaterra- World Health Organization. 1999. 416p.)

GUNN, G.J.; RAFFERTY, A.G.; RAFFERTY, G.C.; COCKBURN, N.; EDWARDS, C.; BEATTIE, K.A.; CODD, G.A. (1992). Fatal canine neurotoxicosis attributed to blue green algae (cyanobacteria). Vet. Rec. 4, 301-345. In: CHORUS, I. & BARTRAM, J. (Eds.) Toxic Cyanobacteria in Water – A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and

Management. Taylor & Francis, Londres, Inglaterra- World Health Organization. 1999. 416p.)

KUIPER-GOODMAN, T., FALCONER, I. R., FITZGERALD, J. (1999). Human health aspects. 113-153. In:Chorus, I. & Bartram, J. (Eds.) Toxic Cyanobacteria in Water – A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management. Taylor & Francis, Londres, Inglaterra- World Health Organization. 1999. 416p.

LAHTI, K.; RAPALA, J.; FARDIG, M.;NIEMALA, M.; SIVONEN, K. 1997 In: Azevedo, 2005. Brazil. Management and Regulatory Approaches for Cyanobacteria and Cyanotoxins. In: I.CHORUS. (Ed) Current approaches to cyanotoxin risk assessment, risk management and regulations in different countries. WaBoLu-Hefte. Current approaches to cyanotoxin risk assessment, risk management and regulations in different countries. p. 27-30. Berlin. Federal Environmental Agency. UE-Project“Peptides in Cyanobacteria” Contract N° QLRT -2001-02634.

METZ, K.; BEATTIE, K.A.; CODD, G.A.; HANSELMANN, K.; HAUSER, B.; NAEGELI, H.P.; PREISIG, H.R. (1997). Identification of a microcystin in benthic cyanobacteria linked to cattle deaths on alpine pastures in Switzerland. Eur. J. Phycol. 32: 111-117. In:CHORUS, I. & BARTRAM, J. (Eds.) Toxic Cyanobacteria in Water – A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management. Taylor & Francis, Londres, Inglaterra - World Health Organization. 1999. 416p.)

UENO, Y., NAGATA, S., TSUTSUMI, T., HASEGAWA, A., WATANABE, M.F., PARK, H.-D., CHEN, G.-C., CHEN, G.,YU, S.-Z. (1996) Detection of microcystins, a blue-green algal hepatotoxin, in drinking water sampled in Haimen and Fusui, endemic areas of primary liver cancer in China, by highly sensitive immunoassay. Carcinogenesis 17, 1317–1321. In: B.C. NICHOLSON; M.D. BURCH (Eds). Evaluation of Analytical Methods for Detection and Quantification of Cyanotoxins in Relation to Australian Drinking Water Guidelines.. Cooperative Research Centre for Water Quality and Treatment. NHMRC/ Water Services Association of Australia/CRC for Water Quality and Treatment/ Commonwealth of Australia, 2001.

VELDEE, M.V. (1931) An epidemiological study of suspected water-borne gastroenteritis. Am. J. Public Health 21, 1227–1235. In: B.C. NICHOLSON; M.D. BURCH (Eds). Evaluation of Analytical Methods for Detection and Quantification of Cyanotoxins in Relation to Australian Drinking Water Guidelines.. Cooperative Research Centre for Water Quality and Treatment. NHMRC/ Water Services Association of Australia/CRC for Water Quality and Treatment/ Commonwealth of Australia, 2001

YU, S.-Z. (1994) Blue-green algae and liver cancer. In: STEFFENSEN, D.A. and NICHOLSON, B.C.(Eds.) Toxic Cyanobacteria: Current Status of Research and Management, pp. 75–85. Adelaide: Australian Centre for Water Quality Research. In: B.C. NICHOLSON; M.D. BURCH (Eds). Evaluation of Analytical Methods for Detection and Quantification of Cyanotoxins in Relation to Australian Drinking Water Guidelines. Cooperative Research Centre for Water Quality and Treatment. NHMRC/ Water Services Association of Australia/CRC for Water Quality and Treatment/ Commonwealth of Australia, 2001



## Capítulo 3

# Monitoramento e Avaliação de Mananciais de Abastecimento Público

*Luiz Fernando Cybis, Maria Mercedes Bendati, Melissa Franzen,  
Eudimar Nascimento de Carvalho e Lenora N. Ludolf Gomes*

---

## Introdução

A identificação de eventos de floração de cianobactérias em ambientes aquáticos continentais requer medidas para conhecer e acompanhar esses mananciais, especialmente aqueles que se destinam ao abastecimento público.

Sendo um fenômeno complexo, compreender os mecanismos que levam ao desenvolvimento de organismos do fitoplâncton requer conhecimentos sobre: o corpo hídrico; o uso do solo e ocupação na bacia hidrográfica; as variações climáticas globais, o regime hidrológico e as condições sazonais, entre outros aspectos. Tais fatores, aliados às características ecológicas e fisiológicas de cada espécie, conduzem às diferenças na estrutura e composição da comunidade de organismos fotossintetizantes que encontramos nos ambientes aquáticos.

Identificar os elementos dessa complexa relação pode permitir compreender os fatores que determinam a estrutura do fitoplâncton em um ambiente, e, posteriormente, desenvolver instrumentos que auxiliem na previsão de eventos similares.

O propósito deste capítulo é mostrar alguns desses temas, de uma forma genérica, junto com alguns estudos realizados no Brasil, no âmbito do PROSAB, que investigaram as possibilidades de instrumentos de predição e reconhecimento de eventos de floração de cianobactérias em mananciais.

Para isso, serão discutidos os componentes de um programa de monitoramento, que possam servir de orientação às companhias de saneamento e aos responsáveis pela implementação desses programas. Posteriormente, será apresentada uma breve exposição de aspectos vinculados à caracterização do manancial, incluindo aqueles

relacionados com o uso e ocupação do solo, os aspectos hídricos, a qualidade da água e aspectos ecológicos dos organismos fitoplanctônicos e das cianobactérias, em especial. Na sequência do capítulo são apresentados resultados de monitoramento que foram realizados no âmbito do PROSAB.

## Monitoramento do Manancial

O monitoramento de um manancial é uma atividade que deve ser bem planejada, observando-se desde objetivos, escolha de variáveis, frequências de amostragens até previsão de custos. Estabelecer um programa de acompanhamento do manancial, especialmente daqueles que têm usos múltiplos, incluindo o abastecimento público, é fundamental para obter informações que ampliem o conhecimento sobre esse ambiente aquático.

Além dos aspectos relacionados à variabilidade das características físicas e químicas da água, a necessidade de monitorar os organismos presentes nesse ambiente, especialmente as cianobactérias e suas eventuais toxinas, exigem novas abordagens para os programas de monitoramento.

Canter (1998) propõe um modelo geral de seis etapas para que possa ser realizado um adequado planejamento e execução do monitoramento:

- (1) identificação dos impactos sobre a quantidade ou qualidade das águas superficiais, identificação dos tipos e quantidades de contaminantes introduzidos, quantidade de água vertida (no caso de reservatórios) ou outros fatores que causem impactos e estejam relacionados;
- (2) descrição do ambiente, em termos de modelos de vazão do rio, lago ou estuário; características da qualidade da água: problemas de contaminação existentes ou históricos; fatores meteorológicos pertinentes (por exemplo, precipitação, evaporação e temperatura); relações com os recursos de água subterrânea; fontes de contaminação pontuais e difusas existentes e cargas poluentes e vazão de água existente;
- (3) obtenção de informações sobre padrões de qualidade das águas, legislação, regulamentações ou critérios relevantes relacionados com a qualidade da água e/ou uso da água e qualquer outros aspectos relacionados, no caso de águas transnacionais;
- (4) utilização de sistemas preditivos, incluindo o uso de balanço de

massa em termos de mudanças de quantidade de água e/ou carga contaminante, modelos matemáticos para contaminantes pertinentes (conservativos, não conservativos, bacteriológicos, nutrientes e térmicos), modelos de ecossistemas aquáticos para explicar mudanças na flora e fauna, e ciclos de nutrientes ou previsões qualitativas baseadas em estudos e opiniões profissionais;

- (5) uso de informações pertinentes à etapa 3, junto com opiniões, profissionais e públicas, para avaliar o significado dos impactos positivos e negativos antecipados;
- (6) identificação, desenvolvimento e incorporação de medidas de correção apropriadas para os impactos adversos.

Para estudos e pesquisas de caráter mais acadêmico, ou mesmo em instituições de caráter governamental com atribuição nesta área, diversos dos itens descritos são requeridos necessariamente para a execução de um programa de coletas e de análises laboratoriais que garantam resultados com a qualidade exigida.

Para as companhias de saneamento, as exigências para um programa de acompanhamento das águas de abastecimento podem ser adequadas a fim de atenderem às limitações operacionais ou técnicas de cada empresa, sem reduzir a precisão e a credibilidade dos dados gerados. O esforço realizado pelas empresas em conhecer as condições do manancial de abastecimento tem retorno com a incorporação de dados que podem orientar a área de operação das Estações de Tratamento de Água e o planejamento estratégico, face à necessidade de se buscar alternativas de abastecimento ou de se ampliar a captação nesse manancial.

A legislação brasileira (Portaria MS 518/2004) refere a responsabilidade das companhias de saneamento de manterem registros sobre a qualidade da água dos seus pontos de captação, acompanhando, inclusive, de forma continuada, as variações ao longo do tempo dos parâmetros de qualidade dessa água.

## Definição dos objetivos e escopo do monitoramento

O planejamento do monitoramento de um manancial envolve, inicialmente, a definição dos objetivos, pois é necessária uma decisão do que será observado ou avaliado, como, por exemplo, parâmetros com

variação sazonal, ou que variam em escalas temporais distintas.

Dentro das variações em pequena escala de tempo podemos ter, por exemplo, as comunidades de microalgas e cianobactérias planctônicas, que podem sofrer alterações num espaço de uma semana, com mudanças significativas na sua estrutura populacional. Outras mudanças podem ocorrer em escalas temporais maiores, mensais, sazonais, ou mesmo anuais.

Chorus e Bartram (1999) relacionam como objetivos possíveis de um programa de monitoramento de cianobactérias:

- (a) a avaliação dos perigos à saúde em função do desenvolvimento de populações de cianobactérias e suas toxinas (cianotoxinas);
- (b) a identificação de áreas contaminadas;
- (c) o desenvolvimento de ações regulatórias quanto à utilização de locais de recreação;
- (d) a educação pública e informação;
- (e) a avaliação de causas de problemas com cianobactérias;
- (f) o desenvolvimento de um programa de controle de poluição por nutrientes;
- (g) a verificação de densidade de células de cianobactérias, ou biomassa, e da concentração de toxinas dentro dos padrões adotados para o uso da respectiva água;
- (h) a predição dos níveis e alterações nas populações de cianobactérias e cianotoxinas relacionados a fenômenos naturais ou a influências antrópicas;
- (i) a informação do efeito de intervenções, tais como manejo de lago e reservatório e métodos de tratamento de água, nas concentrações de células e toxinas de cianobactérias;
- (j) contribuições mais amplas à ecologia de cianobactérias, à hidrologia e à situação ambiental.

Em mananciais utilizados para abastecimento público, é importante considerar dois aspectos ao se planejar um programa de monitoramento. É fundamental, primeiramente, o atendimento da legislação, no que se refere à Portaria MS 518/2004, que estabelece itens a serem monitorados no manancial, juntamente com a Resolução CONAMA 357/2005; e, em segundo lugar, a necessidade de se conhecer o manancial e acompanhar a sua variabilidade espacial e temporal.

## Seleção de variáveis

A fim de atender aos objetivos previstos na legislação (Portaria MS 518/2004 e Resolução CONAMA 357/2005), é preciso inicialmente verificar quais os requisitos exigidos. Para o atendimento à portaria de potabilidade, o monitoramento do manancial envolve, principalmente, o acompanhamento da presença de cianobactérias, com coletas mensais, e, caso haja variação na densidade de células, deve-se passar a uma frequência de coletas semanal (MEDEIROS et al., 2005). A Portaria MS 518/2004 refere-se, também, à necessidade de monitoramento do manancial, estabelecendo a frequência para que ocorram coletas, nos pontos de captação para o abastecimento público, seguindo as exigências da legislação ambiental.

O acompanhamento dos resultados dessa avaliação, com base nos parâmetros da Resolução do CONAMA 357/2005, deve permitir ao operador do sistema de abastecimento público verificar as condições do manancial que está sendo utilizado, em termos desses principais contaminantes orgânicos e inorgânicos. Ressalta-se que muitos dos corpos hídricos utilizados para o abastecimento de populações não dispõem de programas regulares de monitoramento, nem histórico de dados sobre a qualidade das suas águas. Nesse sentido, a incorporação dessa exigência legal deve subsidiar a companhia de saneamento com informações atualizadas e que irá possibilitar o acompanhamento da qualidade do manancial para a estratégia de abastecimento de água da empresa para os próximos anos.

Além do atendimento à legislação, o monitoramento também pode contribuir com informações sobre parâmetros limnológicos, investigando aspectos como estratificação térmica, ressuspensão de nutrientes do sedimento, variações da comunidade fitoplanctônica, identificação de organismos do zooplâncton, entre outros.

Esses temas podem ser abordados através de programas de monitoramento específicos, de duração diferenciada, e que podem ser realizados de acordo com as capacidades laboratoriais e de recursos humanos das companhias, constituindo uma sequência complementar de estudos sobre o manancial de abastecimento público.

Esta abordagem é destacada por Chorus e Bartram (1999); eles sistematizaram, em uma tabela, diversos monitoramentos em mananciais de água para abastecimento humano, indicando uma série de medidas e necessidades estruturais para cada um deles (Tabela 3.1).

## Definição dos pontos de amostragens

Os pontos de amostragens (estações amostrais) devem ser definidos de maneira que facilitem a obtenção dos dados e possibilitem o cumprimento dos objetivos definidos.

Um ambiente pode ter características que variam em função do espaço, como no caso de reservatórios dendríticos, com diferentes microhabitats, e em função do tempo (variabilidade sazonal), que influenciam a qualidade da água do manancial, e devem afetar a escolha de pontos de amostragem.

Também é importante considerar os principais usos da água nesse local. Assim, se o manancial é utilizado para abastecimento público ou para recreação de contato primário, os pontos de coleta devem contemplar esses locais.

Se o interesse é avaliar a densidade de cianobactérias, ou as concentrações de nutrientes que potencializam o crescimento destes organismos, pontos mais representativos de condições de águas abertas e misturadas devem ser escolhidos.

A natureza heterogênea e dinâmica de muitas populações de cianobactérias dificulta a seleção de locais de amostragem. No caso de programas de monitoramento continuados, com locais previamente definidos para coleta, deve haver flexibilidade suficiente para que os mesmos possam ser suplementados com novos locais onde estejam ocorrendo floração de cianobactérias.

A heterogeneidade horizontal e vertical na distribuição de células é complicada ainda mais pela variabilidade na distribuição e nos níveis de cianotoxinas. Embora as toxinas sejam retidas dentro das células durante o crescimento, elas são liberadas na água durante a lise celular, causada por agentes naturais, alguns algicidas e pela pressão (CHORUS e BARTRAM, 1999).

Em algumas situações, as cianotoxinas vão estar presentes na água, mesmo na ausência de células de cianobactérias intactas. A seleção do local de coleta para toxinas dissolvidas pode incluir: locais próximos ao ponto onde as “escumas” encontram-se em processo de degradação e, também, as estações de tratamento de água, junto aos decantadores e aos sistemas de distribuição, onde haja suspeita de que tenha ocorrido rompimento das células.

Especificamente, no que diz respeito à química da água e à comunidade planctônica, é importante salientar que geralmente não se

pode definir o planejamento amostral, sem antes conhecer a variabilidade espacial e temporal, além da sensibilidade do sistema (BARBOSA e PADISÁK, 2004).

**Tabela 3.1** Abordagens utilizadas para o monitoramento de cianobactérias e cianotoxinas (necessidades e alternativas para sua organização)

<b>Tipos de monitoramento</b>	<b>Variáveis</b>	<b>Demandas em equipamento e informações</b>	<b>Quem executa</b>	<b>Onde</b>
Básico Inspeção do local para verificação de indicadores da ocorrência de cianobactérias tóxicas	Transparência, cor, formação de espumas.	Mínimo Disco de Secchi, inspeção regular do local por pessoal treinado; exige formação técnica básica.	Técnicos ambientais de nível médio, ou agentes de saúde, com devida supervisão por limnólogo.	Local
“Background” Potencial de ocorrência de problemas com cianotoxinas	Fósforo total, nitrato e amônia, regime de fluxo, estratificação térmica, transparência.	Baixo a moderado Fotômetro, barco, amostrador em profundidade, disco de Secchi, sonda de temperatura/oxigênio submersível; habilidades básicas mas requer treinamento específico e supervisão.	Técnicos ambientais de nível médio ou peritos especialistas em limnologia.	Local, regional
Cianobactérias No manancial e na água para consumo humano	Taxon dominante (quantidade); a determinação de frequência em nível de gênero já é suficientemente precisa.	Baixo a moderado Microscópio; treinamento específico e supervisão são requeridos	Técnicos ambientais de nível médio ou agentes de saúde (com controle de qualidade periódico por especialista); consultores especialistas em limnologia	Local, regional
Avaliação da toxicidade No manancial e na água para consumo humano	Toxicidade	Moderado Demandas em equipamento são baixas, mas exige alto nível de formação técnica	Toxicologistas	Central
Concentração de toxinas No manancial e na água para consumo humano	Concentração de toxina	Moderado a alto Métodos novos com baixas demandas financeiras desenvolvidas para algumas cianotoxinas (por exemplo imunoensaios); exigências de habilidade variam amplamente de moderado para muito altas	Analistas especializados	Central

Fonte: Chorus e Bartram (1999).

## Frequência das amostragens

A frequência das amostragens é um fator de extrema importância no monitoramento e diagnóstico de mananciais hídricos. Como a

variabilidade temporal inclui variações diurnas, diárias, sazonais, anuais e interanuais, é importante estabelecer objetivamente o que se deseja monitorar.

Considerando que a maioria das algas planctônicas tem tempo de geração curto, que varia de 1 a 10 dias, e que a variabilidade dos fatores físicos, químicos e biológicos interfere nos processos de crescimento e perda do fitoplâncton, o conhecimento de suas mudanças sucessionais deve estar acompanhado por amostragens em intervalos próximos a esse tempo de geração (HUSZAR e GIANI, 2004). Nesse sentido, amostragens semanais e quinzenais têm sido recomendadas e devem, sempre que possível, ser realizadas, especialmente nos casos onde se necessita acompanhar as alternâncias de grupos fitoplanctônicos.

A análise de cianotoxinas pode ser realizada com menor frequência que a avaliação da densidade de cianobactérias (contagem de células ou biomassa). Embora a toxicidade das populações seja variável, não parece haver alteração na toxicidade no período de alguns dias. Recomenda-se que a avaliação da toxicidade seja realizada quando ocorra uma mudança nas condições do corpo hídrico, por exemplo, quando aparece outro gênero de cianobactéria ou quando ocorre a lise das células que estão em floração (CHORUS e BARTRAM, 1999).

Para um protocolo de amostragem que objetive uma avaliação de mais longo prazo do manancial, envolvendo diferentes parâmetros de qualidade da água, um período de pelo menos três anos de estudos intensivos deve ser planejado. Tal condição deve permitir detectar a variabilidade do maior número possível de características (variações diurnas, padrões de estratificação, sucessão, “background” físico e químico), como base em medidas adequadas de variáveis físicas e na amostragem integrada de variáveis químicas e biológicas da zona eufótica, dentre outras (BARBOSA e PADISÁK, 2004).

Na Tabela 3.2, é apresentado uma síntese dos artigos da Portaria MS 518/2004, do Ministério da Saúde, que se referem ao monitoramento de cianobactérias e cianotoxinas nos pontos de captação e também na água para consumo humano.

Para maior detalhamento nos procedimentos de escolha de pontos de amostragem e frequência de coletas, com uma abordagem limnológica, recomenda-se a consulta aos textos incluídos na publicação de Bicudo e Bicudo (2004). Para a coleta e contagem de cianobactérias podem ser consultados os trabalhos de Sant’Anna *et al.* (2006), Huszar e Giani (2004) e Chorus e Bartram (1999).

## Infra-estrutura

O monitoramento para atendimento às exigências de Portaria MS 518/2004 exige uma estrutura laboratorial bastante completa, além de equipe de técnicos especializados para a realização das atividades que incluem desde a coleta de amostras até a realização de análises complexas.

Tais condições podem ser atendidas diretamente pelas companhias de saneamento, que já disponham de estrutura laboratorial adequada, como é o caso da maioria das grandes companhias estaduais e autarquias municipais.

Por outro lado, companhias de menor porte podem optar pela contratação de serviços de terceiros, isto é, de laboratórios especializados neste tipo de atividade. Conforme destacado no Art. 17, parágrafo 3 da Portaria MS 518/2004, “as análises laboratoriais para o controle e a vigilância da qualidade da água podem ser realizadas em laboratório próprio ou não que, em qualquer caso, deve manter programa de qualidade interna ou externa ou ainda ser acreditado ou certificado por órgãos competentes para esse fim”.

O importante, em ambos os casos, é que o acompanhamento dos resultados das análises, da água bruta e da água tratada, sejam sempre realizados por pessoal técnico da empresa de saneamento, de forma a poder avaliar as condições do manancial, a eficiência do processo de tratamento da água e os eventuais problemas que estejam sendo detectados pela análise.

A atividade de monitoramento exige que sejam considerados os custos das coletas e da execução das análises, durante todo o período determinado. Para as companhias de saneamento, o monitoramento do manancial de abastecimento, que em muitos casos era realizado de forma ocasional, ou apenas para alguns parâmetros de qualidade, já apresenta, hoje, novas condicionantes.

A Portaria MS 518/2004, por exemplo, já introduziu a exigência de acompanhamento de cianobactérias, a realização de ensaios de toxicidade e a análise de cianotoxinas. A Resolução CONAMA 357/2005 também definiu uma série de parâmetros a serem realizados no monitoramento de ambientes aquáticos.

**Tabela 3.2** Quadro-resumo das determinações da Portaria MS 518/2004 quanto ao monitoramento de cianobactérias e cianotoxinas em mananciais superficiais e na água para consumo humano

Artigo da Portaria	Parâmetro	Condição	Valor máximo/indicação
Artigo 14	Microcistina	Água para consumo humano	1 µg/L
Artigo 14, notas	Microcistina	Água para consumo humano	Até 10 µg/L em até 3 amostras, consecutivas ou não, nos últimos 12 meses
Artigo 14, § 1	Cilindrospermopsina	Recomendação de análise em água para consumo humano	15 µg/L
Artigo 14, § 1	Saxitoxina (STX)	Recomendação de análise em água para consumo humano	3 µg/L de equivalente STX
Artigo 17, § 1	Análise de cianobactérias e cianotoxinas e ensaio toxicológico com camundongos	Enquanto não houver norma nacional sobre o assunto	Adoção de métodos recomendados pela Organização Mundial da Saúde (OMS)
Artigo 18, Tabela 6	Cianotoxinas	Amostragem na saída do tratamento (conforme Artigo 18 §5)	Uma coleta em cada unidade de tratamento
Artigo 18, Tabela 7	Cianotoxinas	Amostragem na saída do tratamento (conforme Artigo 18 §5)	Uma coleta com frequência semanal por unidade de tratamento
Artigo 18, § 5	Cianotoxinas	Cianobactérias > 20.000 cél/mL ou 2 mm <sup>3</sup> /L	Análise de cianotoxinas com frequência semanal na saída do tratamento e nas entradas das clínicas de hemodiálise e indústrias de injetáveis
Artigo 19	Definidos pelo CONAMA 357/2005	Ponto de captação no manancial de abastecimento	Frequência de coleta semestral
Artigo 19, §1	Cianobactérias	Ponto de captação no manancial de abastecimento	Até 10.000 cél/mL ou 1 mm <sup>3</sup> /L, frequência mensal Acima de 10.000 cél/mL ou 1 mm <sup>3</sup> /L, frequência semanal
Artigo 19, § 2	Algicidas	Com densidades de cianobactérias acima de 20.000 cél/mL ou 2 mm <sup>3</sup> /L	Vedado o uso

A introdução dessas exigências legais requer que exista um planejamento adequado do programa de monitoramento a ser adotado, considerando os seus objetivos, e garantindo a sua continuidade. Embora os custos de coleta e análises não sejam desprezíveis, é importante que as empresas entendam essas despesas como investimentos necessários para garantir a adequada avaliação de seu manancial de abastecimento, de forma sustentada, ao longo do tempo.

Cabe ressaltar que os custos de novas obras para captação e adução de águas para abastecimento em mananciais, muitas vezes mais distantes do que o atual, oneram muito mais a companhia do que os gastos com um programa adequado aos requisitos legais e que traga resultados para a análise estratégica da empresa.

## Registro e armazenamento dos dados de monitoramento

A elaboração de um programa de monitoramento não se conclui com a realização das análises e obtenção dos resultados. Para que esses resultados tenham utilidade, e atendam aos objetivos propostos (de cada programa), é preciso que haja uma estratégia para avaliação dos dados obtidos.

Para isso, é um fator essencial que haja um adequado registro e armazenamento dos resultados de análises, para a obtenção de informações confiáveis, reprodutíveis e rastreáveis. Uma exigência importante é a adequação dos laboratórios de análises para as normas de qualidade, como a ISO 17025, que especifica os procedimentos necessários para a implantação de sistemas de qualidade em laboratórios. Tais procedimentos garantem credibilidade aos serviços e atendem aos requisitos legais, como o previsto no artigo 17 parágrafo 3 da Portaria MS 518/2004 e no artigo 8, parágrafo 2 da Resolução CONAMA 357/2005.

Dados de qualidade da água devem frequentemente ser combinados com outros dados e interpretados de maneira que direcionem, especificamente, para os objetivos do usuário final da informação. Alguns programas de monitoramento da qualidade da água geram excelentes dados, mas carecem de informação que subsidie sobre as possíveis influências na qualidade da água. Esta situação conduz a um problema para o gerenciamento, porque o controle sobre a qualidade da água frequentemente requer a intervenção em atividades humanas, como a agricultura, indústria ou disposição de esgotos. Sabe-se que as fontes pontuais de poluição podem ser facilmente identificadas, mas o controle efetivo das fontes difusas já requer dados mais amplos. Se as informações sobre as influências na qualidade da água em um lugar em particular são incompletas, pode não ficar óbvia qual a ação adequada de gerenciamento que é necessária. A avaliação da qualidade da água e o seu gerenciamento são relacionados não só com os dados de monitoramento da água, mas também com uma grande quantidade de dados complementares de subsídio e de interpretação que podem não estar sempre disponíveis. Em muitos casos, a definição de ação prioritária pode ser tomada com base em informações limitadas (BARTRAM e BALLANCE, 1996).

## Caracterização do Manancial

### Uso e ocupação do solo

O uso do solo, na bacia hidrográfica, altera as características naturais da água, podendo afetar também a sua vazão e regime de escoamento. Embora muitas atividades não tenham interferência no uso da água, algumas acarretam consequências indiretas, seja pela remoção da cobertura vegetal, pela movimentação de terras ou pelos efeitos dos diversos tipos de usos do solo na bacia de contribuição (BRANCO, 1991). O objetivo de se garantir usos múltiplos para a água requer um planejamento integrado e adequado às potencialidades dos mananciais e à ocupação do solo com atividades compatíveis, visando a garantir usos atuais e futuros para o desenvolvimento da região. Dentro do Sistema Nacional de Recursos Hídricos, previsto pela Lei Federal 9433/97, este planejamento é contemplado através de um dos seus instrumentos de gestão, o Plano de Bacia Hidrográfica.

Em relação à realidade brasileira, dois processos de uso e ocupação do solo se destacam pelos impactos provocados: os oriundos das atividades agroindustriais, que são disseminados em praticamente todo o território nacional, e aqueles decorrentes dos processos de urbanização, extremamente acentuados nos últimos 30 anos.

A produção agrícola moderna tem utilizado, largamente, fertilizantes sintéticos à base de nitrogênio, fósforo e potássio, que estão associados a processos de eutrofização de rios e lagos e à acidificação dos solos (IBGE, 2004). No Brasil, o emprego de fertilizantes não se distribui de maneira homogênea por todo o território, variando segundo as características regionais, a sazonalidade, os tipos de cultivo e as técnicas de manejo das culturas.

Estudo do IBGE (2004) mostra que, no período entre 1992 e 2002, houve incremento no consumo de todos esses nutrientes, tendo praticamente dobrado nesse período de 10 anos (Tabela 3.3). Verifica-se que o potássio e o fósforo apresentam consumo similar e superior ao registrado para o nitrogênio.

**Tabela 3.3** Quantidade de fertilizantes comercializado no Brasil (kg/ha)  
nos anos de 1992 e 2002

Fertilizantes	1992 kg/ha	2002 kg/ha
Nitrogênio (N)	16,86	33,92
Fósforo (P2O5)	26,22	52,44
Potássio (K2O)	26,74	57,14

Fonte: IBGE (2004).

Em relação aos assentamentos urbanos, os maiores impactos para o ambiente aquático estão associados ao despejo de efluentes domésticos, sem tratamento adequado. As ações de saneamento ambiental - que incorporam, além da água e do esgoto sanitário, a drenagem pluvial, a coleta e o destino final de resíduos sólidos e o controle de vetores - são componentes importantes para a saúde humana e a qualidade do meio ambiente.

Conforme apresentado na Tabela 3.4, verifica-se que, apesar dos avanços registrados em dez anos (1992 a 2002), os indicadores de cobertura de esgotamento sanitário no Brasil são ainda insatisfatórios. Nas áreas urbanas do país, aproximadamente 48% dos domicílios não dispõem de rede coletora de esgotos (IBGE, 2004). Esses efluentes freqüentemente são lançados diretamente em cursos d'água ou em redes coletoras pluviais, que também acabam contribuindo para a contaminação dos mananciais.

**Tabela 3.4** Atendimento por rede coletora de esgotos em áreas urbanas e rurais no Brasil, referentes à pesquisa nacional por amostra de domicílios

Tipo de esgotamento sanitário		1992 %	2002 %
Urbano	Rede coletora de esgotos	45,5	51,6
Rural	Rede coletora de esgotos	3,0	3,7

Adaptado de IBGE (2004).

Em relação ao tratamento dos esgotos, os dados disponíveis do IBGE (2004) mostram que em 1989, no Brasil, eram coletados 10.667.823 m<sup>3</sup>/dia de esgotos domésticos, sendo que aproximadamente 20% eram tratados. Em 2000, o volume coletado subiu para 14.570.079 m<sup>3</sup>/dia, sendo ampliado também o tratamento, atingindo 35,3% desse valor (IBGE, 2004). Deve-se, ainda, levar em consideração que o nível de tratamento a que estes percentuais se referem é, na melhor das hipóteses,

secundário e que, praticamente, não remove nutrientes.

Esses resultados mostram que, apesar dos avanços da última década, um grande volume de despejos domésticos não tratados e um volume maior ainda sem remoção de nutrientes são lançados em cursos d'água, contribuindo para o aporte de diversos compostos, entre os quais matéria orgânica, nutrientes e outros contaminantes presentes nos esgotos, que alteram a qualidade da água e favorecem o fenômeno da eutrofização artificial dos mananciais.

Nas bacias hidrográficas onde os mananciais são utilizados para abastecimento da população, o uso e a ocupação do solo devem ser identificados e acompanhados, sendo relacionados à avaliação da qualidade da água. Dessa forma, pode-se obter dados importantes para subsidiar as intervenções necessárias para a gestão dos recursos hídricos, de forma sustentável e garantindo seus usos múltiplos.

## Morfometria e aspectos limnológicos

Para que se possa avaliar e estabelecer níveis de previsão em relação a possíveis eventos de floração do fitoplâncton, é preciso conhecer as condições do ambiente aquático – seja ele rio, lago ou reservatório – as suas características abióticas e especialmente os organismos ali presentes.

Numa abordagem limnológica, a descrição morfológica do corpo hídrico sob estudo é um aspecto relevante para a sua caracterização. Como os lagos, rios e seus afluentes não se encontram isolados, as características do sistema obedecem às características da bacia hidrográfica, que deve ser considerada como a unidade básica de descrição e também de gestão, como está expressa na legislação brasileira (Lei 9433/97) que criou o Sistema Nacional de Recursos Hídricos.

São importantes a forma e as dimensões de um corpo d'água, sua origem e evolução, assim como seu papel na estrutura e funcionamento desses ambientes. Conhecer a morfometria (medição dos elementos que constituem essas formas), assim como a morfologia, permitem comparar sistemas e expressar certos valores (como concentrações e temperatura), em termos extensivos (como carga e conteúdo calórico) (AROCENA e CONDE, 1999).

A Tabela 3.5 apresenta os parâmetros morfométricos primários e secundários que contribuem para a melhor descrição de lagos e reservatórios, que constituem informações básicas para o conhecimento desses ambientes aquáticos. Um exemplo do emprego destas informações

é a verificação da estabilidade dos reservatórios relativamente a dinâmica de estratificação térmica, a partir dos parâmetros volume e profundidade, entre outros.

**Tabela 3.5** Parâmetros morfométricos primários e secundários em lagos e represas.

Parâmetros primários	Definição
Área superficial (A)	Área do espelho d'água.
Perímetro (P)	Medida do contorno do lago.
Profundidade máxima ( $Z_{\max}$ )	Profundidade máxima registrada.
Comprimento máximo efetivo ( $C_e$ )	Linha que une, sem interrupção, os dois pontos mais afastados da margem, no sentido do comprimento.
Largura máxima efetiva ( $L_e$ )	Linha que une, sem interrupção, os dois pontos mais afastados da margem, perpendicular ao comprimento.
Área da bacia de drenagem ( $Ab$ )	Área que corresponde a toda a bacia hidrográfica.
Volume	Volume de água acumulado no lago.
Parâmetros secundários	Definição
Profundidade média ( $?_{\text{med}}$ )	Quociente entre o volume e a área.
Profundidade relativa (ZR)	Quociente entre a profundidade máxima e o diâmetro de um círculo de área igual a área do lago.
Índice de desenvolvimento de volume ( $D_v$ )	Relação entre o volume do lago e o de um cone de igual área e altura que a área e profundidade máxima do lago.
Índice de desenvolvimento de perímetro ( $D_p$ )	Relação entre o perímetro do lago e a circunferência de um círculo que possua a mesma área do lago.
Largura média do reservatório ( $L_m$ )	Quociente entre a área e o comprimento máximo.
Declividade média (a)	Expressa, em graus ou unidades percentuais, a declividade média das margens e do fundo do lago.
Fator de envolvimento ( $Fe$ )	Razão entre a área da bacia hidrográfica do lago e a área do próprio lago.

Adaptado de Von Sperling (1999) e Arocena e Conde, (1999).

A morfologia de um ambiente aquático exerce uma marcante influência em todas as suas características limnológicas, condicionando a interação dos componentes físicos, químicos e biológicos do sistema. Neste contexto, lagos ou reservatórios dendríticos são mais passíveis de eventos de florações de microalgas e cianobactérias. O aspecto mais importante refere-se à ocorrência de distintos padrões de mistura da coluna d'água conforme as características físicas do ambiente. Esta mistura constitui-se no principal fator que regula a distribuição de compostos químicos e de organismos na massa líquida, sendo fortemente

influenciada pela configuração morfológica do ambiente aquático (Von SPERLING, 1999). Neste aspecto, é de fundamental importância a possibilidade de ocorrência de estratificação térmica, uma vez que a ocorrência deste fenômeno terá influência direta na química da coluna d'água e suas conseqüências para a biota da mesma.

Em lagos e reservatórios, o tempo de residência é uma informação importante que pode contribuir para o conhecimento desses ambientes, auxiliando, por exemplo, na determinação de pontos de coleta e na frequência de amostragem (HENRY, 2004).

Com um critério principalmente morfológico distinguem-se dois grandes grupos de águas continentais: a) lânticas (lenis = quieto), como os lagos, represas e banhados, e b) lóaticas (lótus = lavado), como os córregos e rios.

As principais diferenças estão na corrente, na dependência do sistema terrestre (que é maior no ambiente lótico) e no eixo principal das variações. Nos ambientes lânticos, o predomínio é dos movimentos verticais, enquanto nos ambientes lóticos é dos movimentos horizontais, decorrentes da movimentação preferencial da massa de água em uma direção, das nascentes até a foz.

A Tabela 3.6 apresenta algumas características ecológicas de ambientes lânticos, com base em estudos realizados em lagos de zonas temperadas.

Estudos sobre os ambientes aquáticos brasileiros ainda são escassos, quando comparados com a ampla literatura de outros países. A avaliação realizada por Huszar e Silva (1999), de publicações em periódicos, dissertações e capítulos de livros, desde a década de 1950 até 1998, registrou apenas 13 estudos em ambientes lóticos e 142 em ambientes lânticos, sendo 68 em lagos naturais e 74 em reservatórios artificiais. Destaca-se nesses estudos, que a grande maioria (95) refere-se à região sudeste brasileira, havendo comparativamente, poucas pesquisas nas demais áreas do país.

**Tabela 3.6** Características ecológicas gerais de sistemas lênticos naturais

Profundidade	Características
Lago profundo > 10 m	Baixo impacto das flutuações de nível Reduzida variação diurna do conteúdo de oxigênio e da temperatura Presença de plâncton no epilânio e de macrófitas na zona litorânea Presença de larvas de Dípteros, Oligocheta e Mollusca no hipolânio, baixa diversidade Diversidade elevada no epilânio e zona litorânea
Lago raso 1-10 m	Elevado impacto das flutuações de nível Elevada variação diurna e sazonal do conteúdo de oxigênio e de macrófitas emersas na proximidade da costa Elevada diversidade
Lago muito raso < 1,2 m	Elevado impacto das flutuações de nível Elevada variação diurna e sazonal do conteúdo de oxigênio e da temperatura Elevada concentração de soluto (evaporação) Vegetação mais abundante (emersa e submersa) Presença de algas epifíticas e filamentosas Presença de organismos de águas temporárias Baixa diversidade (condição muito extrema)

Adaptado de Caggiati *et al.* (2001).

## Fatores que afetam o desenvolvimento do fitoplâncton

Para os organismos fitoplanctônicos, algumas condições do ambiente aquático são fundamentais para garantir a sua viabilidade. Fatores como a penetração da luz, a temperatura e os movimentos na coluna d'água podem alterar significativamente as características destas comunidades. As características ópticas, a disponibilidade de nutrientes e a temperatura dos ambientes aquáticos repercutem diretamente sobre os organismos do fitoplâncton e de forma indireta sobre a viscosidade da água, sendo por essa razão parâmetros relevantes para esta comunidade (DE LEON, BONILLA e AUBRIOT, 1999).

### Luz

A luz é essencial para a atividade fotossintética do fitoplâncton, embora apenas a radiação compreendida entre 400 e 700 nm (radiação fotossintética ativa - RFA) seja efetivamente absorvida pelos pigmentos desses organismos. Existem algumas espécies que precisam de muita luz, enquanto outras são mais tolerantes a menor luminosidade. A medida que a luz penetra na água, parte é absorvida (transformando-se em calor) e parte é dispersada (luz difusa), o que resulta no conceito de extinção da luz. Em ambientes naturais, o coeficiente de extinção não é constante, variando entre  $0,1 \text{ m}^{-1}$  em águas muito claras e  $4,0 \text{ m}^{-1}$  em sistemas com maior turbidez (AROCENA e CONDE, 1999).

Um método simples, bastante empregado para avaliar o ambiente

em termos de luz, é medindo a transparência da água através do Disco de Secchi.

Experimentalmente sabe-se que a profundidade registrada pelo Disco de Secchi corresponde, em condições favoráveis (água calma e alta radiação), a aproximadamente uma intensidade de luz de 15% da intensidade na superfície, de onde se pode estimar, portanto, o coeficiente de extinção da luz (Equação 3.1):

$$\eta = \ln \frac{\left( \frac{100}{15} \right)}{Z_{ds}} = \frac{1,9}{Z_{ds}} \quad (\text{Equação 3.1})$$

onde:

$\eta$  – extinção da luz ( $\text{m}^{-1}$ ),

$Z_{ds}$  – profundidade do disco de Secchi.

Esta relação pode variar, dependendo das condições locais e do observador, de 1,4 a 3.

Nos ambientes aquáticos, a zona superior iluminada se denomina zona eufótica, enquanto a zona mais profunda sem luz, é denominada zona afótica. A zona eufótica se define como a camada de água que vai até uma profundidade onde se registra a intensidade de luz correspondente a 1% da luz na superfície. A importância desta profundidade é que ela equivale aproximadamente ao Ponto de Compensação, que é a profundidade onde a produção primária se iguala à respiração (consumo de oxigênio) pelos organismos aquáticos. A zona eufótica ( $Z_{eu}$ ) pode ser calculada de forma aproximada, considerando-se como um valor entre 2 e 3 vezes a transparência Secchi (BRANCO, 1991). É comum adotar-se um valor intermediário como 2,7.

## Temperatura

A temperatura da água resulta do processo de penetração da luz solar, que vai aquecendo as camadas de água. Além disso, também pode resultar da contribuição de efluentes, vertentes e água subterrânea, com diferentes temperaturas. Eventualmente, a ocorrência de reações exotérmicas no interior da massa líquida também pode influenciar neste parâmetro, como o que ocorre em águas de drenagem ácida de minas (DAM).

A importância da temperatura para os organismos se dá de duas

formas: diretamente, em relação às temperaturas preferenciais para o desenvolvimento ótimo de cada espécie; e indiretamente, para o ambiente, quando temos o estabelecimento de processos de estratificação das águas.

Quando o aquecimento da água superficial é mais rápido do que a sua mistura com a água profunda ainda fria, se produzem diferenças de densidade que impedem a mistura total da coluna d'água. Em consequência, o corpo d'água se estratifica, podendo se diferenciar três zonas da superfície ao fundo: a) epilímnio, com água mais quente e menos densa, que circula e se mistura; b) metalímnio, onde ocorre um gradiente térmico pronunciado; e c) hipolímnio, com água profunda mais fria e densa, geralmente calma, constituindo uma massa de água com teores reduzidos de oxigênio (podendo estar anóxica) e isolada da camada superficial.

Em lagos de climas temperados, o estabelecimento da termoclina no metalímnio se dá com uma diferença de mais de 1°C por metro, enquanto que nos lagos tropicais e sub-tropicais observa-se que já é suficiente 0,1°C por metro (HENRY e BARBOSA, 1989). Isto porque um mesmo incremento térmico produz, em altas temperaturas, uma maior diferença de densidade do que em baixas temperaturas. Por essa razão, esses lagos são tão estáveis quanto os temperados, apesar de suas menores diferenças de temperatura.

A diferença em densidade entre águas quentes e frias é a causa principal para a resistência à mistura de massas de água em ambientes aquáticos naturais, conduzindo à estratificação vertical da coluna d'água. A velocidade de mudança na densidade da água não varia de forma constante com as mudanças na temperatura; a densidade diminui mais rapidamente por grau de temperatura em temperaturas mais elevadas do que em baixas temperaturas. Por exemplo, para uma mudança de temperatura de 10°C a 20°C se registra uma mudança na densidade de 0,0013 g/cm<sup>3</sup>, enquanto que uma mudança na temperatura de igual magnitude de 25°C a 35°C gera uma mudança na densidade da água de aproximadamente 0,0031 g/cm<sup>3</sup> (quase 2,5 vezes mais que a mudança anterior). Isto explica porque uma diferença de temperatura de poucos graus gera termoclinas estáveis nas zonas tropicais, mas não nas zonas temperadas. A estratificação da coluna d'água em massas ou zonas com diferentes densidades e temperaturas afetará a distribuição de gases (como o oxigênio) e isto por sua vez afetará a distribuição dos organismos do fitoplâncton.

## Hidrodinâmica

O movimento da água afeta a distribuição de calor, além das demais propriedades e componentes dos ecossistemas aquáticos. Esse movimento é gerado principalmente pelo vento, e compreende um espectro de oscilações rítmicas na superfície e nas zonas profundas dos corpos d'água. A morfometria, a estratificação e a exposição ao vento são os fatores mais importantes na determinação desse movimento (WETZEL, 1993).

Quando a água entra em contato com uma interface (ar, fundo ou outra camada de água de densidade diferente), ela supera certa velocidade crítica de poucos mm/s e seu movimento se desordena. Aparecem redemoinhos e o fluxo laminar se converte em fluxo turbulento, o qual é freqüentemente encontrado nos sistemas aquáticos. Desta forma, se misturam as camadas de diferentes densidades, formando-se um gradiente de velocidade e outro de densidade, perpendiculares à direção da corrente (AROCENA e CONDE, 1999).

O escoamento é classificado como laminar quando as partículas se movem ao longo de trajetórias bem definidas, em lâminas ou camadas, cada uma delas preservando sua identidade no meio. Neste tipo de escoamento, é preponderante a ação da viscosidade do fluido no sentido de amortecer a tendência de surgimento da turbulência. Em geral, este escoamento ocorre em baixas velocidades e ou em fluidos muitos viscosos. A água, cuja viscosidade é muito baixa, tem a maioria dos seus escoamentos classificados como turbulentos. Neste caso, as partículas do líquido movem-se em trajetórias irregulares, com movimento aleatório, produzindo uma transferência de quantidade de movimento entre regiões da massa líquida. O escoamento é classificado em superfície livre, ou simplesmente livre, se, qualquer que seja a seção transversal, o líquido estiver sempre em contato com a atmosfera. Esta é a situação do escoamento em rios, córregos ou canais, onde o escoamento se dá pela ação da gravidade (PORTO, 2003)

As correntes são movimentos periódicos da água gerados principalmente pelo vento. Outras correntes podem ser causadas pela entrada de um afluente em um sistema lântico, no qual a água flui dentro de um estrato de densidade semelhante. Em lagos grandes ocorre uma circulação litoral constante, devido ao aquecimento mais rápido das margens. Em lagos pequenos, este fenômeno dura no máximo uns poucos dias. Ventos superiores a 3 m/s produzem correntes verticais helicoidais, que formam células circulares entre as linhas de convergência e

divergência, paralelas a direção do vento. Esse tipo de circulação, chamada de Langmuir, é facilmente observável porque nas zonas de convergência se acumulam materiais e espumas.

Em ambientes lóticos, a corrente fluvial é o movimento da água canal abaixo. Os locais de maior corrente e erosão são chamados rápidos e aqueles onde ela é mais lenta e predomina a acumulação, formam-se os remansos. A velocidade dessa água depende da declividade, rugosidade e forma do leito do rio.

Condições de pequena vazão em rios e reservatórios podem favorecer a formação de florações de cianobactérias. Estudo realizado na Austrália (WEBSTER *et al.*, 1996) mostrou que uma vazão menor que 1 m<sup>3</sup>/dia, por um período de uma ou duas semanas, foi uma condição que favoreceu o desenvolvimento de *Anabaena sp.*. Em condições de vazões superiores a esse valor, a comunidade fitoplanctônica apresentou como dominante a diatomácea *Aulacoseira granulata*.

## Nutrientes

Para o fitoplâncton, carbono, nitrogênio, fósforo, hidrogênio, oxigênio e enxofre são os macronutrientes essenciais, e, no caso das diatomáceas, a sílica é também importante. Na maioria dos ambientes, no entanto, são o nitrogênio e fósforo os principais fatores limitantes para a produção primária do fitoplâncton.

Sabe-se que o estado trófico é um dos fatores importantes na ocorrência de florações de cianobactérias (WHO, 2004). A classificação dos ambientes aquáticos por níveis de estado trófico tem sido muito utilizada, sendo que um dos sistemas mais adotados é o de Vollenweider (1968), que estudou lagos em regiões temperadas e propôs a classificação apresentada na Tabela 3.7.

**Tabela 3.7** Estados tróficos em lagos e reservatórios, em função das concentrações de fósforo total.

Estado Trófico	P-Total (µg/L)
Ultra-oligotrófico	< 5
Oligomesotrófico	5 – 10
Meso-eutrófico	10 – 30
Eu-politrófico	30 – 100
Politrófico	> 100

Fonte: Vollenweider (1968).

Os eventos de floração de cianobactérias foram inicialmente relacionados com as concentrações elevadas de fósforo e nitrogênio, pois ocorriam freqüentemente em ambientes eutróficos. Essa idéia foi mantida mesmo quando as florações de cianobactérias ocorriam, com freqüência, em condições nas quais as concentrações de fosfato dissolvido eram menores.

A afinidade por fósforo e nitrogênio das cianobactérias é mais elevada do que nas algas verdes e outros organismos fotossintetizantes. As cianobactérias podem armazenar esses nutrientes e, por essa razão, apresentam grande habilidade para competir com outros organismos aquáticos em ambientes onde os nutrientes estejam em baixas concentrações. Estudos sobre o crescimento de cianobactérias em águas com baixos teores de fósforo dissolvido mostraram que suas células armazenam concentrações suficientes para satisfazer as necessidades fisiológicas de 2 a 4 divisões celulares, o que equivale a um aumento de sua biomassa em 4 a 32 vezes (CHORUS e BARTRAM, 1999). Essa capacidade de consumo em excesso (“luxury consumption”) permite que o fosfato armazenando em grânulos de polifosfato possa ser disponibilizado para o aumento da biomassa, mesmo quando as concentrações do nutriente no ambiente se apresentam reduzidas. Com essas condições, elas têm melhor capacidade para competir com outros organismos do fitoplâncton em condições em que fósforo e nitrogênio estejam limitados (CHORUS e BARTRAM, 1999).

Para o crescimento das cianobactérias, é também favorável a sua menor necessidade de N em relação a P (10 a 16 moléculas de N:1 molécula de P) do que aquela observada para as algas verdes eucarióticas (16 a 23 moléculas de N:1 molécula de P). Nessa condição, a relação N:P de 10-16:1 seria a condição ideal para a formação de florações por cianobactérias (VAN LIERE e WALSBY, 1982 apud CHORUS e BARTRAM, 1999).

Pesquisas realizadas em países europeus (WHO, 2004) indicam que existe um limiar muito baixo, no qual a redução de nutrientes é efetiva para a diminuição de cianobactérias. Acima desse limiar, a biomassa não é limitada pelos nutrientes (usualmente fósforo, raramente nitrogênio), mas sim pela luz. Esta situação justifica porque frequentemente as medidas de redução do aporte de nutrientes são consideradas como pouco satisfatórias. Além disso, também se observa um retardo no tempo de reação do ecossistema a essas intervenções (WHO, 2004).

Estudos sobre a limitação de nutrientes em ambientes tropicais e sub-tropicais têm indicado que tanto podem haver casos de limitação por N, por P ou por ambos nutrientes, como ainda essa variação pode ocorrer sazonalmente no mesmo corpo d'água (HUSZAR *et al.*, 2006).

Para os ambientes brasileiros, a revisão de Huszar *et al.* (2005), com dados de 83 sistemas aquáticos continentais lênticos do território nacional, mostrou relações pouco consistentes entre os nutrientes (P e N) e a clorofila-*a*, não indicando que esses sejam nutrientes limitantes ao crescimento fitoplantônico. Esses autores destacam que, a partir desses resultados, pode-se inferir que outros fatores, como a limitação por luz, outros nutrientes, assim como o efeito da herbivoria, possam ser responsáveis pelas diferenças do poder preditivo de P e N em relação à biomassa fitoplantônica expressa na forma de clorofila-*a*, em ambientes aquáticos do Brasil.

As algas podem utilizar o nitrogênio tanto na forma de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) quanto de amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), embora as respostas metabólicas a cada forma sejam diferentes. Estudos realizados em laboratório, com clorofíceas (*Oocystis lacustris* e *Eutetramorus plactonicus*) (ALMEIDA, 2002) e cianofíceas (*Microcystis viridis*) (Von RÜCKERT e GIANI, 2004) mostraram que as espécies utilizam o amônio mais rapidamente, mas crescem melhor, produzindo mais clorofila-*a* e proteínas, quando a fonte de nitrogênio encontra-se sob a forma de nitrato. Por outro lado, situações de limitação por nitrogênio são em muitos casos satisfeitas através da capacidade de vários gêneros de cianobactérias de fixar  $\text{N}_2$  atmosférico, não representando este elemento um fator limitante para sua sobrevivência.

## Aspectos ecológicos de cianobactérias e estrutura da comunidade fitoplanctônica

A ecologia dos organismos unicelulares é usualmente avaliada por meio das variações da sua biomassa e produtividade. Para o fitoplâncton, a biomassa pode ser quantificada em miligramas por litro (mg/L) (peso fresco), considerando-se que a densidade do fitoplâncton é igual a da água, ou seja 1,0 kg/L. Já a produtividade do fitoplâncton refere-se à eficiência do seu metabolismo fotossintético, medindo a conversão da energia luminosa em energia química, estocada na forma de compostos orgânicos como carboidratos, lipídios e proteínas. Essa quantidade de matéria orgânica nova produzida através da fotossíntese é denominada de produção primária e a quantidade produzida, por unidade de tempo (em volume/área), é chamada de produtividade primária. A determinação da produtividade primária é usualmente realizada através da determinação do  $^{14}\text{C}$  ou do método do oxigênio dissolvido, sendo um estudo mais relacionado à limnologia.

A diversidade das espécies presentes em um ambiente constitui-se também em importante informação para a compreensão e acompanhamento das alterações desse local. A riqueza de espécies (número de táxon/amostra) é uma das primeiras avaliações de um estudo, e pode ser complementada pela aplicação de índices de diversidade, usualmente utilizados em ecologia (KREBS, 1989), como o de Shannon e Weaver.

A estrutura da comunidade fitoplânctonica pode ser avaliada por meio de algumas características, sendo a principal a densidade de organismos (demografia), onde se identificam os táxons (em nível de gênero ou espécie) e quantifica-se o número de organismos, em termos de organismos por mililitro.

Tais informações contribuem para que se possam avaliar as variações tanto naturais quanto as decorrentes de alterações no ambiente devido às ações antrópicas, em especial quando se dispõem de registros da comunidade fitoplânctonica e da sua variabilidade diária, sazonal e até em longos períodos de séries anuais.

Por outro lado, reconhecer as principais estratégias ecológicas das cianobactérias (Tabela 3.8) auxilia na compreensão de sua dinâmica populacional em ambientes aquáticos continentais (CHORUS e BARTRAM, 1999). Essas estratégias são resultados da ecologia e fisiologia próprias de cada espécie, de forma semelhante com que se

observa em outros grupos de organismos do fitoplâncton.

Recentemente, tem sido proposta a avaliação de grupos funcionais de cianobactérias e microalgas fitoplanctônicas, com base nas suas características ecológicas, isto é, no nicho que ocupam no ambiente aquático, para melhor compreensão da dinâmica dessas populações (REYNOLDS *et al.*, 2002).

O conhecimento das águas continentais e de suas comunidades do fitoplâncton é uma importante ferramenta para que se possa avançar na compreensão da dinâmica das populações fitoplanctônicas, em especial aqueles grupos de interesse para o saneamento.

Para os ambientes aquáticos brasileiros, o trabalho de Huszar e Silva (1999) apresenta uma relação de publicações onde se identificaram associações planctônicas dominantes, sendo que as cianobactérias predominaram, com períodos de maior biomassa e/ou densidade, em 52% dos 44 estudos analisados. Para esses autores, esse fato pode ser considerado um forte indicativo da dominância de sistemas natural ou artificialmente eutróficos no Brasil.

**Tabela 3.8** Estratégias ecológicas das cianobactérias

Estratégia	Principais características	Principais gêneros
Cianobactérias formadoras de escumas	Grandes colônias de células cocóides ou filamentos. Regulam sua posição na coluna d'água (presença de aerótopos). Predominam em ambientes sem turbulência. Formam uma "nata" junto à superfície que, por ação do vento, fica depositada nas margens.	<i>Microcystis</i> sp <i>Aphanizomenon</i> sp <i>Anabaena</i> sp
Cianobactérias homogeneamente dispersas	Espécies filamentosas; não formam colônias. Sensíveis às intensidades elevadas de luz. Encontradas em lagos rasos eutróficos e mesoeutróficos. Dispersas de forma homogênea no epilânio.	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Limnothrix redekei</i>
Cianobactérias de ambientes estratificados	Espécies filamentosas, não formam colônias. Desenvolvem florações no metalânio de ambientes estratificados. Possuem pigmento ficoeritrina que permite absorção de luz verde nessa profundidade.	<i>Planktothrix rubescens</i>
Cianobactérias fixadoras de nitrogênio	Ambientes aquáticos rasos, com limitação de nitrogênio. Nessas condições realizam a fixação do nitrogênio atmosférico. Esse processo requer muita energia, por isso, também devem ser ambientes com muita luz. Algumas espécies formam colônias e possuem aerótopos.	<i>Anabaena</i> sp. <i>Aphanizomenon</i> sp <i>Cylindrospermopsis</i> sp <i>Nodularia</i> sp <i>Nostoc</i> sp
Cianobactérias bentônicas	Presentes no sedimento de lagos onde haja penetração da luz. Podem ocorrer mesmo em ambientes oligotróficos	<i>Oscillatoria</i> sp

Fonte: Chorus e Bartram (1999).

Nas últimas décadas, ocorreram diversos registros de florações de cianobactérias em ambientes aquáticos brasileiros, especialmente lagos e reservatórios. Em reservatórios - um dos ambientes mais estudados devido aos usos para abastecimento público, irrigação e geração de energia (BARBOSA *et al.*, 1995) -, os eventos de floração de cianobactérias, com a liberação potencial de cianotoxinas, têm ampliado os estudos dessas áreas. No Capítulo 2 deste livro o leitor pode obter outras informações relativas à biologia e ecologia das cianobactérias.

## Estudo de Caso I: Monitoramento do Fitoplâncton e Estimativa de Cargas Nutrientes Afluentes na Represa Lomba do Sabão (Porto Alegre, RS)

### A. Área de estudo

O reservatório da Lomba do Sabão, construído na década de 1940, vem sendo utilizado desde então como uma das fontes para o abastecimento parcial da cidade de Porto Alegre. Ele é considerado um manancial estratégico, por ser a única captação de Porto Alegre que não está localizada no Lago Guaíba.

O Reservatório da Lomba do Sabão recebe contribuições de seis sub-bacias de córregos de pequeno porte: córregos Vitorino e Taquara, localizados no município de Porto Alegre; e córregos Dilúvio, Pequeno, Casa Velha e Sem Nome, situados no município de Viamão. Segundo Maizonave *et al.* (2000), o volume médio do reservatório é de 2.935.342 m<sup>3</sup> e o tempo médio de detenção das águas é de 380 dias.

A área da bacia contribuinte está em grande parte inserida dentro de um parque municipal (Parque Saint Hilaire), o que não evita que existam várias ocupações urbanas nas sub-bacias afluentes, cuja contribuição é carregada pelos córregos até o reservatório.

A bacia hidrográfica da represa Lomba do Sabão possui uma área de aproximadamente 15,3 km<sup>2</sup>, dos quais em 2000, 31,5% eram de área urbana, 58,7% mata, 6% campo, 3,7% cultura e apenas 0,1% de solo descoberto (ARAÚJO e LEÃO, 2005).

O Departamento Municipal de Água e Esgotos de Porto Alegre (DMAE), que opera a Estação de Tratamento de Água Lomba do Sabão, vem constatando eventos de floração fitoplanctônica desde 1990, o que vem sendo atribuído ao processo acelerado de eutrofização causado pelo incremento das áreas urbanizadas nas sub-bacias contribuintes (DMAE, 1992).

Diversos estudos foram realizados pelo DMAE para monitorar as condições deste reservatório ao longo do tempo. Relatórios técnicos (DMAE, 1990; DMAE, 1992) registraram a qualidade das águas, descrevendo as características físicas, químicas e biológicas do manancial e, também, dos córregos formadores. O incremento na ocupação urbana resultou em elevação do aporte de nutrientes e matéria orgânica, o que provocou um evento duradouro de floração de fitoplâncton na represa, com problemas de gosto e odor na água de abastecimento (DMAE, 1990). O fenômeno, iniciado em janeiro de 1990, prolongou-se até o mês de setembro do mesmo ano, tendo sido registradas uma alternância de oito espécies: *Coelastrum reticulatum*, *Nitzschia sp.*, *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena sp.*, *Cyclotella sp.*, *Botryococcus braunii*, *Scenedesmus sp.*, *Ankistrodesmus sp.* e *Elakatothrix sp.* Para as cianobactérias *Anabaena* e *Microcystis*, a maior ocorrência foi nos meses de abril e maio, sendo que naquele ano, o controle foi feito no final do mês de junho, com a aplicação do algicida sulfato de cobre nas águas da barragem (DMAE, 1990). Atualmente, a Portaria MS 518/2004 proíbe o uso de algicidas para o controle do crescimento de cianobactérias em mananciais para abastecimento de água, assim como qualquer intervenção que provoque a lise celular, quando a densidade de cianobactérias exceder 20.000 células.mL<sup>-1</sup> (ou 2 mm<sup>3</sup>.L<sup>-1</sup> de biovolume).

Estudos posteriores, relatados em Andriotti *et al.* (2002), indicaram a continuidade dos eventos de florações de algas e cianobactérias, alertando para a necessidade de garantir a produção de água potável, através de estudos que possam auxiliar na compreensão da dinâmica do fitoplâncton no manancial. O estudo de caso aqui descrito, deu continuidade aos estudos anteriores.

As cargas nutrientes que aportam a represa devem ser alvo de investigação detalhada, pois essa estimativa pode fornecer diretrizes para as ações destinadas ao controle do processo de eutrofização, como a redução necessária das cargas afluentes para manutenção das condições de equilíbrio, ou padrões de qualidade desejados.

Nesse sentido, foram realizados estudos adicionais visando à quantificação das cargas afluentes à represa Lomba do Sabão, através da aplicação do modelo GWLF (*Generalized Watershed Loading Functions - Version 2.0*) (HAITH *et al.*, 1992), que se destina à estimativa da geração de cargas sólidas e nutrientes, no escoamento superficial em bacias hidrográficas. O modelo é indicado para pequenas e médias bacias, pois assume que o tempo de percurso seja inferior a um mês e,

que não haja transferência do suprimento de sedimentos de um ano para outro (ondas de cheia e erosão dos bancos são negligenciadas).

Desta forma, o presente estudo de caso apresenta, primeiramente, as características da qualidade da água e da composição do fitoplâncton da represa Lomba do Sabão e, num segundo momento, faz uma estimativa da geração de cargas na bacia contribuinte.

## B. Monitoramento do manancial

Para a caracterização do fitoplâncton e acompanhamento da ocorrência de cianobactérias na represa Lomba do Sabão, foi realizado um monitoramento quinzenal da qualidade da água e composição do fitoplâncton, durante 16 meses. Bendati *et al.* (2005) apresentam os resultados parciais do estudo, compreendendo o período de setembro de 2004 a março de 2005.

As coletas foram realizadas junto ao ponto de captação da ETA Lomba do Sabão, a 1,2 m de profundidade. A identificação do fitoplâncton foi realizada em câmara de Utermöhl e a contagem em câmara de Sedgwick-Rafter, conforme APHA (1998). Os indivíduos foram contados em faixas contínuas, quando a amostra apresentava baixa densidade; e, em campos aleatórios, quando a densidade atingia 10 ou mais indivíduos por campo. A identificação dos organismos foi realizada em nível de gênero, utilizando-se a literatura especializada para cada grupo de algas. A identificação de cianobactérias, em nível de espécie, foi realizada pela Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul (FZB), com aquisição de documentação fotográfica das espécies.

A avaliação do fitoplâncton foi realizada considerando os gêneros abundantes e dominantes, utilizando-se dos critérios citados por Lobo e Leighton (1986). Considerou-se, como abundante, o gênero cujo número de indivíduos supera a média de ocorrência dos indivíduos por gênero e, dominante, o táxon que apresenta uma ocorrência superior a 50% do total de indivíduos contados na amostra.

Foram também realizadas análises físicas, químicas e microbiológicas da água da represa nos laboratórios da Divisão de Pesquisa do DMAE. Os parâmetros monitorados foram: pH, oxigênio dissolvido, condutividade, temperatura do ar e da água, turbidez, nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico, nitrato, nitrito, nitrogênio total, fósforo total, *Escherichia coli*, clorofila *a* e feofitina *a*, conforme metodologia descrita no *Standard Methods for Examination of Water*

and Wastewater (APHA, 1998). As características físicas, químicas e microbiológicas foram avaliadas através de estatística descritiva, considerando as médias aritmética e geométrica (para *Escherichia coli*), o desvio padrão e os valores máximo e mínimo registrados.

#### a) Características de qualidade da água

Os resultados das análises de qualidade da água da Represa da Lomba do Sabão estão apresentados na Tabela 3.9. Neste estudo, o período amostral compreendido entre setembro de 2004 e março de 2005, registra especialmente as condições de estratificação térmica que se estenderam de novembro até janeiro, conforme já identificado em estudos anteriores.

A represa da Lomba do Sabão sofre estratificação térmica com gradientes de temperatura de até 9° C, sendo verificada também estratificação química em relação ao oxigênio dissolvido, pH e condutividade. Nas condições de estratificação térmica, o terço inferior da massa de água apresenta condições praticamente anaeróbias (DMAE, 1992).

Os resultados apresentados na Tabela 3.9 mostram-se em conformidade com os dados registrados em estudos anteriormente mencionados. As águas da represa apresentam caracteristicamente baixa turbidez, que variou entre 4,05 e 11,8 UT, no período estudado. A ETA existente no local utiliza processo convencional de tratamento, devido aos níveis elevados de ferro e manganês nas águas da represa.

A condutividade observada está de acordo com a faixa de valores já registrada para o local (DMAE, 1990), com média de 177,72  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . O pH manteve-se próximo à neutralidade, com máximo observado de 8,00. As condições ambientais em relação ao oxigênio dissolvido mostraram-se em níveis compatíveis com a manutenção dos organismos aquáticos, sendo registrado um valor mínimo de 5,00  $\text{mgO}_2/\text{L}$  na profundidade amostrada. A DBO registrada teve média de 3,91  $\text{mgO}_2/\text{L}$ , compatível com os registros anteriores (MAIZONAVE *et. al*, 2000).

Os níveis de cloreto, fluoreto e sulfato mantiveram-se dentro dos valores já registrados historicamente na represa, conforme apresentado por DMAE (1990). Em relação às formas de nitrogênio, verifica-se que as concentrações observadas são bastante baixas, não havendo indícios de contaminação fecal recente pelos níveis de nitrogênio amoniacal. Os resultados estão comparáveis aos observados por Maizonave *et al*. (2000)

no estudo realizado entre 1996 e 1997. Para o fósforo total, a concentração registrada variou de 0,03 a 0,14 mgP/L, o que também está de acordo com os valores anteriormente encontrados por DMAE (1990, 1992) e Maizonave *et al.* (2000).

**Tabela 3.9** Estatísticas descritivas das características físicas, químicas e biológicas da água do Reservatório da Lomba do Sabão (Porto Alegre, RS) - setembro de 2004 a março de 2005

Parâmetro	Média	Desvio padrão	mínimo	máximo	Percentil 80%	N
Temperatura ar (°C)	22,5	3,2	16,5	27,0	24,0	12
Temperatura água (°C)	23,5	3,1	17,5	29,0	25,8	12
Profundidade (m)	5,5	0,7	4,3	6,5	6,1	12
Resíduo Total 105 (mg/L)	115,71	13,85	103,00	144,00	119,80	7
Turbidez (UT)	6,22	2,24	4,05	11,80	7,17	12
Condutividade (µS/cm)	177,72	15,18	160,80	211,00	188,84	12
Fluoreto (mg F/L)	0,16	0,02	0,14	0,20	0,17	10
Sulfato (mg S/L)	3,71	1,19	2,23	5,57	4,80	10
Cloreto (mg Cl/L)	16,54	1,26	14,24	18,29	17,75	12
pH	7,64	0,23	7,30	8,0	7,80	12
Oxigênio dissolvido (mg O <sub>2</sub> /L)	7,30	1,46	5,00	9,20	8,86	12
DBO (mgO <sub>2</sub> /L)	3,91	1,19	2,50	5,40	4,86	7
Nitrogênio amoniacal (mgN/L)	0,21	0,13	0,08	0,43	0,37	12
Nitrogênio orgânico (mg N/L)	0,48	0,35	0,07	1,14	0,77	12
Nitrito (mg N/L)	0,02	0,02	0,01	0,05	0,03	5
Nitrato (mg N/L)	0,19	0,31	0,03	0,82	0,11	6
Nitrogênio total (mg N/L)	0,75	0,46	0,15	1,70	0,95	11
Fósforo total (mg P/L)	0,07	0,03	0,03	0,14	0,08	12
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100 mL)	37,1	-	2,00	190,0	36,20	9
Clorofila-a (µg/L)	49,40	58,60	11,28	199,42	71,73	10
Fcoftina (µg/L)	15,59	11,39	2,07	34,51	28,21	10

A avaliação microbiológica apresentou baixas concentrações de *Escherichia coli* em todas as amostras, o que pode indicar uma redução no aporte de esgotos sanitários e contribuições de animais domésticos na área da bacia hidrográfica drenada para a represa. No entanto, efeitos da sazonalidade sobre essas características podem afetar o carregamento de esgotos para as águas.

A determinação de clorofila-*a* identificou uma concentração

média relativamente elevada, com um valor máximo de 199,42 µg/L, que coincidiu com um período de maior densidade fitoplânctonica, caracterizando uma floração.

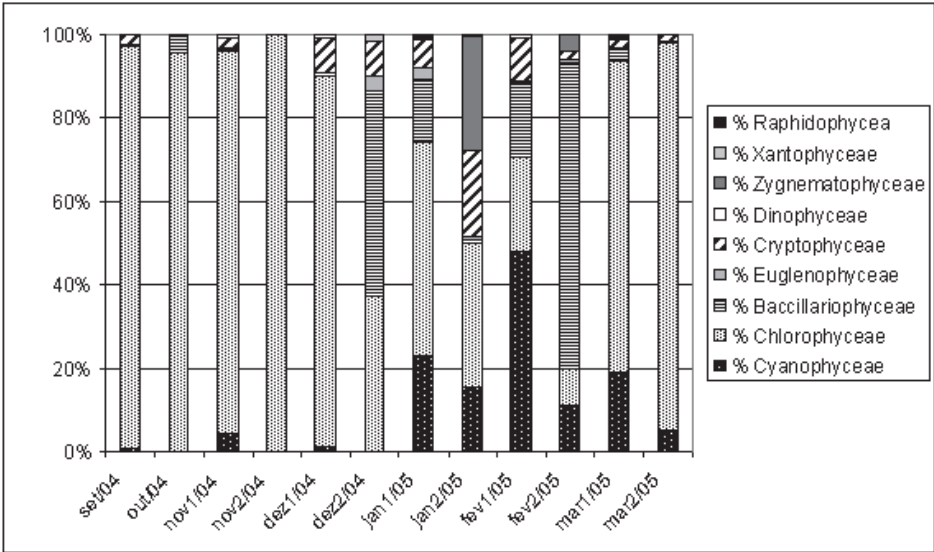
#### *b) Avaliação do fitoplâncton*

A presença de fitoplâncton na Represa da Lomba do Sabão apresentou densidades que variaram na faixa de  $10^3$  a  $10^4$  organismos/mL. As maiores densidades foram registradas nos meses de outubro e novembro, com uma tendência a decréscimo em dezembro, elevando-se novamente a partir da segunda quinzena de março de 2005, conforme era esperado.

O estudo realizado por Maizonave *et al.* (2000), registrou características do fitoplâncton da Represa Lomba do Sabão entre 1995 e 1997, destacando densidades médias totais que variaram de 393,8 a 11772,5 organismos/mL, a 0,5 m de profundidade. Os resultados obtidos até o momento, condizem com as observações de um aumento na biomassa de organismos planctônicos na Represa da Lomba do Sabão nos últimos anos, com eventuais florações de alguns gêneros (ANDRIOTTI *et al.*, 2002).

A composição do fitoplâncton, em termos do percentual de cada classe de organismos, está apresentada na Figura 3.1. Verificou-se o predomínio, na maior parte do tempo, da classe Chlorophyceae que representou a maior contribuição do fitoplâncton, nos meses de setembro a dezembro; e, posteriormente, em março, retomando grandes densidades. De meados de dezembro até final de fevereiro, observou-se o incremento da participação de outros grupos, especialmente Bacillariophyceae, Cyanophyceae, Cryptophyceae e Zygnematophyceae. A contribuição dos demais grupos (Raphidophyceae, Xantophyceae e Dinophyceae) foi reduzida, em torno de 1%, estando presente apenas em algumas amostras.

A predominância das algas clorofíceas na represa já havia sido determinada em estudos anteriores (DMAE, 1992; ANDRIOTTI *et al.*, 2002). Esta condição, no entanto, não descarta a ocorrência de eventos de floração de algas de outros grupos taxonômicos.



**Figura 3.1** Distribuição percentual dos grupos fitoplancônicos registrados na Represa da Lomba do Sabão (Porto Alegre, RS) no período de setembro de 2004 a março de 2005

**Tabela 3.10** Gêneros dominantes e abundantes na Represa da Lomba do Sabão (Porto Alegre, RS) no período de setembro de 2004 a março de 2005

Período	Dominantes	Abundantes
Setembro/2004	<i>Monoraphidium</i> sp.	
Outubro/2004	<i>Micractinium</i> sp.	
Novembro1/2004	<i>Micractinium</i> sp.	<i>Monoraphidium</i> sp.
Novembro2/2004	<i>Micractinium</i> sp.	
Dezembro1/2004	<i>Geminella</i> sp.	<i>Cryptomonas</i> sp., <i>Scenedesmus</i> sp.
Dezembro2/2004		<i>Crucigenia</i> sp., <i>Urosolenia</i> sp., <i>Cryptomonas</i> sp.
Janeiro1/2005		<i>Cryptomonas</i> sp., <i>Urosolenia</i> sp., <i>Scenedesmus</i> sp., <i>Micractinium</i> sp., <i>Aphanizomenon</i> sp., <i>Microcystis</i> sp.
Janeiro2/2005		Cyanophyceae – colônia não identificada <i>Ankistrodesmus</i> sp., <i>Micractinium</i> sp., <i>Cryptomonas</i> sp.
Fevereiro1/2005		<i>Aphanizomenon</i> sp., <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> , <i>Ankistrodesmus</i> sp., <i>Synedra</i> sp., <i>Cryptomonas</i> sp.
Fevereiro2/2005	<i>Synedra</i> sp.	<i>Aphanizomenon</i> sp.
Março1/2005	<i>Carteria</i> sp.	<i>Aphanizomenon</i> sp., <i>Scenedesmus</i> sp.
Março2/2005	<i>Carteria</i> sp.	

Neste período de avaliação (setembro de 2004 a março de 2005), foram registrados os gêneros dominantes e os abundantes, conforme apresentado na Tabela 3.9. Verificou-se que *Micractinium* foi o dominante em três coletas, compreendendo cerca de 45 dias, entre outubro e novembro. Em setembro, foi dominante *Monoraphidium* e em dezembro predominou *Geminella*. Entre janeiro e meados de fevereiro, não foram identificados gêneros dominantes.

A partir da segunda quinzena de fevereiro registrou-se a dominância da alga crisofícea *Synedra*, que, em março, foi substituída pela clorofícea *Carteria* como dominante. Como verificado na Tabela 3.10, nos meses de setembro, outubro e na segunda quinzena de março, nenhum gênero atingiu a densidade necessária para ser considerado como abundante, o que pode ser relacionado com a dominância de outro gênero nesses meses (Figura 3.1). Especialmente a partir de dezembro, até meados de março, diversos gêneros foram abundantes nas amostras, destacando-se as cianobactérias *Aphanizomenon*, *Microcystis* e *Cylindrospermopsis*.

Esses resultados indicam que ocorreram condições ambientais para eventos de floração de algas, tanto cianofíceas quanto outros grupos, que se sucedem ao longo dos diferentes períodos sazonais.

Em relação às cianobactérias, constata-se uma diferença nos parâmetros monitorados, pois a legislação define a contagem desses organismos em termos de células (células/mL), diferentemente do que se realiza para os demais integrantes do fitoplâncton, que são contados em termos de organismos/mL. Esta diferença também é constatada na caracterização de uma floração de algas, pois existem vários critérios entre diferentes pesquisadores, podendo variar de 3.000 organismos/mL (BRANCO, 1986) até 10.000 células/mL, no caso de cianobactérias (Portaria MS 518/2004).

A preocupação com eventos de floração de cianobactérias e a eventual produção de toxinas referem-se ao uso deste manancial como fonte de abastecimento público e que exige da companhia de saneamento responsável o monitoramento adequado. O acompanhamento da qualidade da água da Represa e do fitoplâncton é fundamental para que o processo de tratamento de água seja adequado e possa atender aos requisitos de qualidade definidos pela Portaria MS 518/2004, tanto em relação aos parâmetros de cianobactérias, quanto às demais exigências dessa legislação.

## C. Aplicação do modelo GWLF para estimativa de cargas e nutrientes na bacia

Os modelos matemáticos podem ser utilizados para fazer inferências sobre a estrutura e funcionamento dos ecossistemas límnicos e, também, para testar as teorias que servem de base para sua construção, sendo considerados mais eficientes para testar hipóteses do que modelos conceituais. Sua utilização proporciona não só a simulação de eventos, identificando os fatores que afetam a qualidade da água, como também a simulação de condições futuras e alternativas para o gerenciamento.

Os modelos matemáticos para simulação da qualidade da água podem auxiliar a tomada de decisão referente à gestão dos recursos hídricos. Embora os processos hidrológicos, físicos, químicos e biológicos que ocorrem num curso d'água sejam bastante complexos, os modelos tentam equacioná-los de forma simplificada e prática. O leitor interessado pode encontrar informações detalhadas em literatura específica sobre modelos matemáticos, algumas das quais são listadas ao final deste capítulo. A título de ilustração, apresenta-se a seguir um exemplo de aplicação do modelo GWLF (*Generalized Watershed Loading Functions*).

O modelo GWLF simula o fluxo de nutrientes no escoamento superficial nas fases sólidas e dissolvidas. Nutrientes dissolvidos são associados com o escoamento, fontes pontuais e descargas de água subterrânea. Os nutrientes associados com as fases sólidas são devido às fontes pontuais, erosão do solo rural ou drenagem urbana.

No GWLF, as fontes não pontuais e o reservatório subterrâneo são estimados de maneira distribuída através de um módulo de junção. As fontes pontuais conhecidas são adicionadas como cargas de massa constantes. Balanços de água são computados a partir de dados climáticos diários, sendo os valores diários somados para estimativas mensais de escoamento superficial, sedimentos e fluxos de nutrientes. As cargas mensais de nitrogênio e fósforo no escoamento superficial são dadas por (Equações 3.2 e 3.3):

$$LD = DP + DR + DG + DS \quad (\text{Equação 3.2})$$

$$LS = SP + SR + SU \quad (\text{Equação 3.3})$$

onde:

LD – carga dissolvida;

LS – carga na fase sólida;

DP, DR, DG e DS são fontes pontuais, no escoamento rural, subterrâneo

e

sistemas sépticos na fase dissolvida, respectivamente;

SP, SR e SU são fontes pontuais, escoamento rural e cargas de nutrientes urbanos na fase sólida.

*Cargas no escoamento rural:* As cargas no escoamento rural são originadas de diversas áreas fontes, cada qual considerada uniforme com respeito a solo e cobertura:

- *Carga Dissolvida:* Para cada área fonte, a carga dissolvida é obtida pelo produto escoamento, área e concentração dissolvida. As cargas mensais na bacia são obtidas somando as cargas diárias em todas as áreas. O escoamento é obtido a partir de dados climáticos diários e introduz um parâmetro de retenção determinado pelo número de curva, selecionado em função das condições de umidade antecedentes (HAITH, 1985);
- *Carga Sólida* – No escoamento rural, a carga sólida é estimada pelo produto entre carga mensal de sedimento produzido na bacia em toneladas, e concentração média de sedimentos em  $\text{mg kg}^{-1}$ . A carga mensal de sedimentos é baseada em três pressupostos: o sedimento é originado a partir de erosão laminar; a capacidade de transporte de sedimentos é proporcional a  $5/3$  da força do escoamento; e as cargas de sedimentos são produzidas a partir de solos erodidos no mesmo ano.

A erosão no modelo é estimada a partir da Equação Universal de Perda de Solo (EUPS), adaptada pela utilização de coeficientes de erosividades mensais. Os termos K, (LS), C e P são os valores padronizados de erodibilidade, topografia, cobertura e práticas de manejo do solo especificadas pela EUPS (WISCHMEIER e SMITH, 1978).

O termo erosividade do solo calculado no modelo é diário e, para tal, são utilizados coeficientes de erosividade mensais ou sazonais, quando relacionados aos períodos de crescimento e dormência, respectivamente, da maioria das culturas.

O suprimento de sedimentos depende da fração de sedimentos disponível na bacia e da taxa de aporte de sedimentos, que é função do tamanho da bacia. A fração de sedimentos disponível depende da

capacidade de transporte do escoamento dada pela relação  $Q^{5/3}$ , estimada diariamente e cujo somatório fornece a capacidade de transporte mensal (TR) e anual (B). Para cada mês, a fração de sedimentos disponível é que contribui para a carga de sedimentos produzida na bacia mensalmente é TR/B.

*Cargas no Escoamento Urbano:* O escoamento urbano é baseado nas relações gerais de acumulação e lavagem, onde os nutrientes são acumulados em superfícies urbanas com o tempo e posteriormente ‘lavados’ em eventos de escoamento superficial. A taxa de acumulação considera uma constante de acumulação e outra de depleção.

*Fontes Subterrâneas:* Esta porção do GWLF requer estimativa da umidade disponível na zona insaturada ( $U^*$ ), da constante de recessão ( $r$ ) e da constante de escoamento ou infiltração ( $s$ ).

A aplicação do modelo GWLF na bacia da represa da Lomba do Sabão buscou consolidar as informações já disponíveis e verificar a capacidade deste modelo em simular os aportes de cargas e nutrientes nas águas do manancial.

#### *a) Estimativa da concentração de fósforo no corpo d’água e da carga de fósforo máxima admissível*

A estimativa da concentração de fósforo no corpo d’água por meio de modelos empíricos pode ser utilizada para: estimativa do nível trófico (Equação 3.4); e estimativa da carga máxima admissível de fósforo ao lago (Equação 3.5), para que a concentração resultante esteja dentro de um valor inferior ao da eutrofia (VON SPERLING, 1996). O modelo empírico mais utilizado é o de Vollenweider (1976), desenvolvido para lagos temperados, que propôs uma equação de balanço de massa para a concentração de fósforo na represa:

$$P = \frac{L \times 10^3}{V \times \left( \frac{1}{t} + K_s \right)} \quad (\text{Equação 3.4})$$

$$L = \frac{P \times V \times \left( \frac{1}{t} + \frac{2}{\sqrt{t}} \right)}{10^3} \quad (\text{Equação 3.5})$$

onde:

P – concentração de fósforo no corpo d'água (g P/m<sup>3</sup>);

L – carga de fósforo afluyente (kg P/ano);

V – volume da represa (m<sup>3</sup>);

t – tempo de detenção hidráulica (1/ano);

Ks – coeficiente de perda de fósforo por sedimentação (1/ano).

A equação pode ser utilizada considerando a perda de fósforo proposta por Salas e Martino (1991), que, analisando dados experimentais de 40 lagos e reservatórios na América Latina e Caribe, obtiveram um coeficiente de perda de fósforo por sedimentação (Ks) mais adequado para as condições tropicais (Equação 3.6):

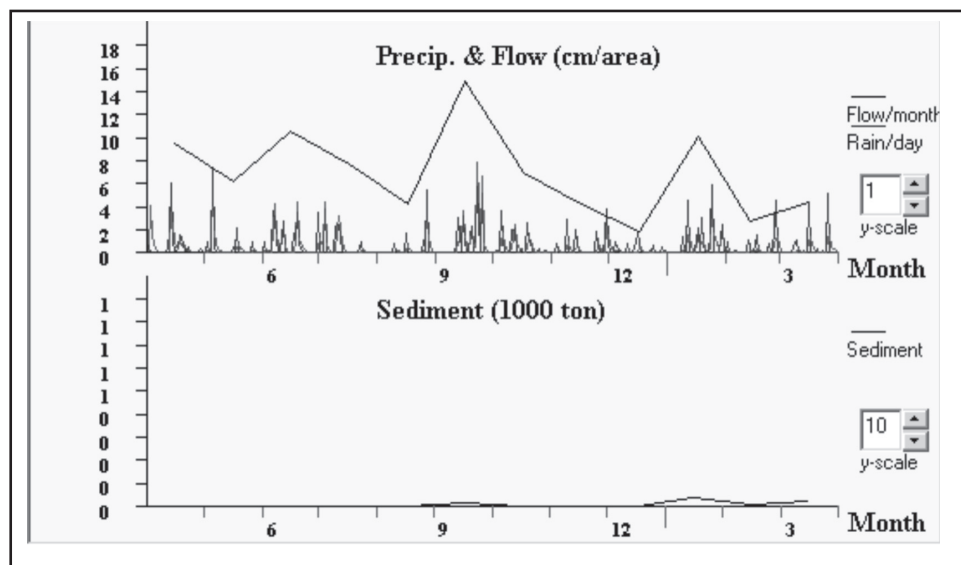
$$K_s = \frac{2}{\sqrt{t}} \quad (\text{Equação 3.6})$$

#### *b) Resultados das simulações*

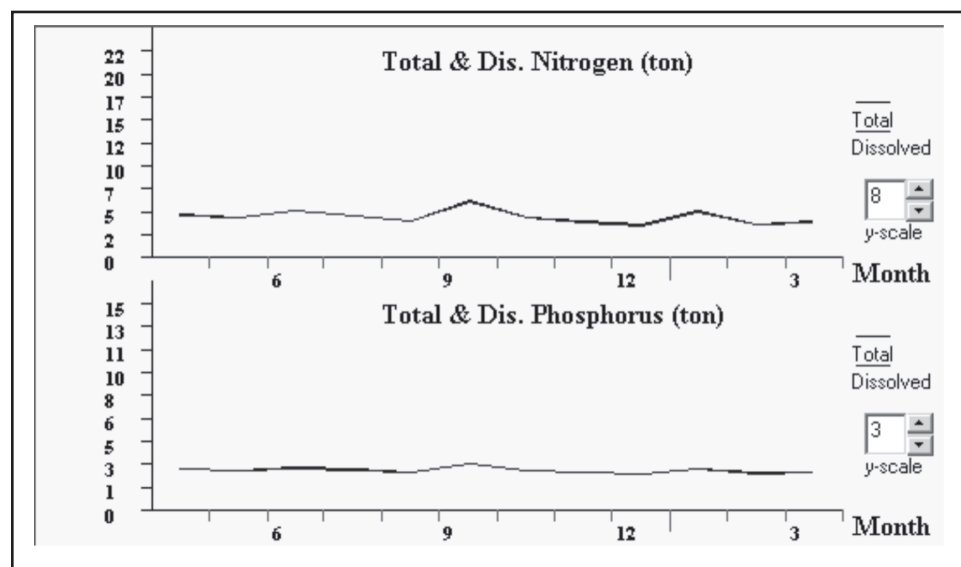
Os resultados da simulação de cenários para a geração de cargas na bacia hidrográfica da represa Lomba do Sabão (Porto Alegre, RS) são apresentados nas figuras 3.2 a 3.5. Nas figuras 3.2 e 3.3 são apresentados os resultados da simulação para o ano de 2000.

A Figura 3.2 demonstra um efeito sazonal bem pronunciado na região de Porto Alegre e, especificamente na represa Lomba do Sabão, onde os fluxos variam de 2 a 14 cm, com mínimo em dezembro e máximo em setembro. A carga de sedimentos dos tributários, embora quase imperceptível na unidade de medida expressa como saída do modelo, situa-se em torno de 0,15 t.mês<sup>-1</sup> ou 150 kg mês<sup>-1</sup>, o que resultaria em 1,8 t.ano<sup>-1</sup>. Esta carga sólida pode parecer baixa, mas origina-se em uma área de apenas 10,5 km<sup>2</sup>, visto que a área urbana não contribui para este valor, além do que o relevo levemente ondulado propicia baixas declividades e, conseqüentemente, baixa produção de sedimentos.

A Figura 3.3 demonstra que as cargas de nitrogênio situam-se em torno de 5 t.mês<sup>-1</sup> e de fósforo em 3 t.mês<sup>-1</sup>. As Figuras 3.4 e 3.5 consideram um período de simulação de 6 anos, de 2000 a 2005.



**Figura 3.2** Representação gráfica dos fluxos mensais e cargas de sedimentos em 1 ano de simulação no formato de saída do modelo GWLF



**Figura 3.3** Representação gráfica das cargas mensais de nitrogênio e fósforo em 1 ano de simulação no formato de saída do modelo GWLF

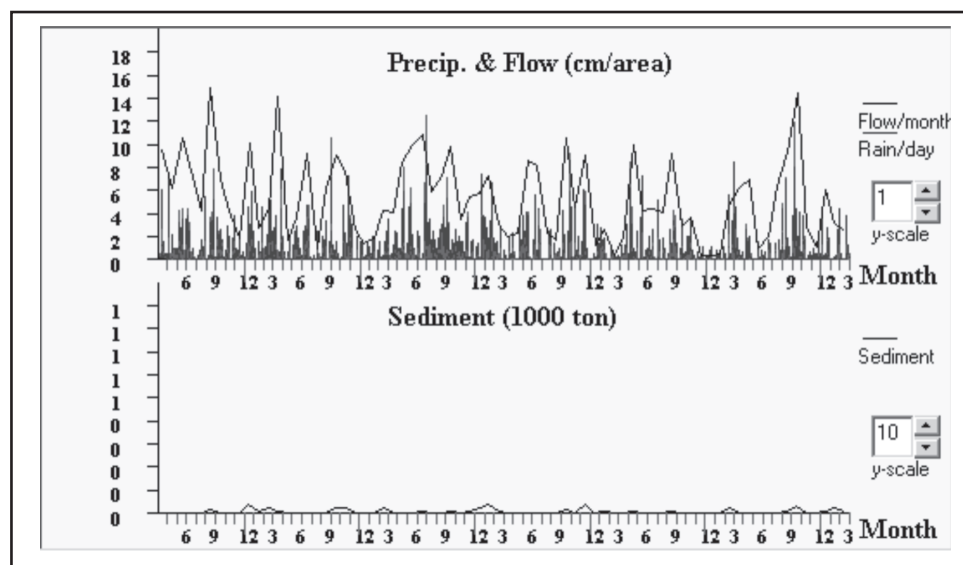


Figura 3.4 Representação gráfica dos fluxos mensais e cargas de sedimentos em seis anos de simulação no formato de saída do modelo GWLF

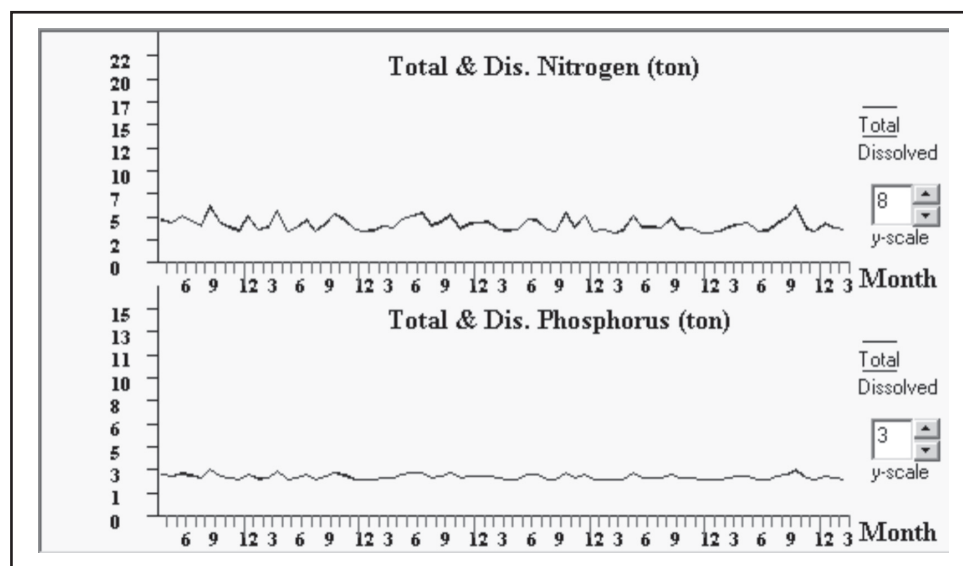


Figura 3.5 Representação gráfica das cargas mensais de nitrogênio e fósforo em seis anos de simulação no formato de saída do modelo GWLF

Os cenários apresentados nas Figuras 3.4 e 3.5 diferem dos cenários das Figuras 3.2 e 3.3 apenas em relação ao tempo de simulação. Observa-se que o comportamento das cargas nutrientes fica aproximadamente constante quando, na simulação, variam apenas precipitação e fluxo, devido às cargas pontuais e oriundas dos sistemas sépticos terem sido assumidas como constantes. Assim, dada à relativa homogeneidade observada nas cargas de N e P das simulações de 6 anos, estima-se uma contribuição média anual de  $60 \text{ t.ano}^{-1}$  de N e  $36 \text{ t.ano}^{-1}$  de P, que pode ser maior ou menor em anos mais chuvosos ou secos, respectivamente.

Nota-se uma discrepância entre as cargas de nutrientes e sedimentos. No entanto, as cargas de sedimentos geradas no modelo não consideram a área urbana; e, da área que efetivamente contribui para geração de sedimentos, 86% pertencem à área de mata e preservação permanente do Parque Saint Hilaire. As cargas de nutrientes, diferentemente, são geradas a partir de contribuições rurais e urbanas, o que, no caso da Lomba do Sabão, resulta em elevada contribuição dos sistemas sépticos e cargas pontuais provenientes da área urbana e intensamente ocupada.

A simulação pode ter subestimado a carga de sedimentos, visto que a área urbana também produz sedimentos, e ter superestimado a carga de nutrientes, já que as áreas da população servida pelo DMAE na sub-bacia, e da bacia hidrográfica da represa da Lomba, não são exatamente coincidentes, podendo ocorrer que alguma parte desta carga nutriente não chegue aos cursos d'água e à represa. Por outro lado, a partir de 2000, manteve-se o incremento na população do local, ao mesmo tempo que ocorreram ações no sentido de melhorar o saneamento básico da área em questão.

Se considerarmos que, atualmente, toda a carga de P (estimada em  $36.000 \text{ kg ano}^{-1}$  para efeito de cálculo) efetivamente chegue à represa, a concentração de P calculada para a represa seria de  $4,12 \text{ g/m}^3$ , e a carga máxima admissível para que fossem mantidas condições oligotróficas, ou abaixo do limite estabelecido pelo CONAMA 357/2005 para ambientes lênticos ( $0,020 \text{ mg L}^{-1}$ ), seria de  $174,57 \text{ kg P ano}^{-1}$ , ou seja, fazer-se-ia necessário eliminar 99,5% da carga anualmente gerada na bacia.

Este resultado não é confirmado pelos resultados do monitoramento da represa, onde se obteve uma concentração máxima de  $0,14 \text{ mg P L}^{-1}$  durante o período amostrado. Deve-se salientar que a modelagem estática fornece apenas uma aproximação das cargas geradas na bacia. O modelo empírico para concentração de P na represa também deve ser

visto com cautela, já que ambos estão sujeitos a erros devidos às simplificações. Entretanto, este exercício pode fornecer indicações e tendências do que acontece, ou pode vir a acontecer, na represa, visto que confirma o que se observa e quantifica, ainda que relativamente, o esforço que deve ser feito para reverter a situação.

A preocupação com o gerenciamento ambiental da bacia hidrográfica tem levado a diversas ações no âmbito do município de Porto Alegre. O DMAE iniciou, em 1999, a execução de vários quilômetros de rede coletora de esgotos, assim como coletores troncos e interceptores junto aos arroios Vitorino e Taquara, buscando evitar o lançamento de esgotos domésticos nas águas da barragem. Essas obras, ainda não totalmente concluídas, deverão reduzir a contribuição de esgotos lançados nos arroios e seu impacto no processo de eutrofização da represa.

## D. Conclusões

A Represa Lomba do Sabão vem sendo utilizada há mais de cinquenta anos para o abastecimento de parte da população de Porto Alegre. Nas últimas três décadas, houve um incremento nas áreas urbanizadas, nas sub-bacias contribuintes à represa, aumentando de forma significativa, a carga de nutrientes, matéria orgânica e sólidos em suspensão. Essas alterações têm acelerado o processo de eutrofização da represa, o que vem sendo demonstrado pela maior ocorrência de florações de fitoplâncton e pela presença de macrófitas aquáticas (DMAE, 1992).

Essa disponibilidade de nutrientes, associada às condições ambientais adequadas, faz com que a represa apresente condições favoráveis às ocorrências de cianobactérias, tendo sido registradas florações de *Pseudoanabaena sp.* e *Microcystis sp.* no período de 1999 a 2001, conforme estudo de Andriotti *et al.* (2002).

Os resultados obtidos nas simulações demonstram que a geração de sedimentos na área rural da bacia de contribuição da Lomba do Sabão, que corresponde basicamente à mata de reflorestamento, é baixa, quando comparada às cargas de nitrogênio e fósforo oriundas principalmente da porção urbana da bacia.

A carga nutriente no escoamento superficial é predominantemente originada na área urbana e aporta ao reservatório na forma dissolvida e, em menor proporção, associada ao material particulado. A confirmação das cargas resultantes do modelo, assim como em qualquer modelo, precisa ser feita através de verificação em campo e aprimoramento da calibração.

O modelo GWLF<sup>7</sup> apresenta potencial para auxiliar a definição de cargas máximas diárias para diminuição do impacto provocado pelas fontes, pontuais e não-pontuais, sobre os recursos hídricos. É um modelo aplicável em áreas rurais e urbanizadas, relativamente preciso, e que possibilita a simulação de cenários para previsão de interferências sobre as cargas nutrientes providas da bacia hidrográfica.

## **Estudo de Caso II – Estudo da Associação entre Parâmetros Bióticos e Abióticos e a Ocorrência de Florações de Cianobactérias no Reservatório de Vargem das Flores (Betim, Minas Gerais)**

### **A. Área de estudo**

O reservatório do sistema Vargem das Flores, utilizado pela Companhia de Saneamento de Minas Gerais – COPASA para abastecimento de parte da população da região metropolitana de Belo Horizonte, foi escolhido por caracterizar-se como um manancial urbano que vem apresentando, nos últimos anos, um aumento da ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas. Localiza-se na parte sudoeste da região metropolitana de Belo Horizonte, dentro da bacia de drenagem do Rio Paraopeba.

A represa de Vargem das Flores está localizada entre os municípios de Betim e Contagem e foi inaugurada em 1972. Atualmente, a represa possui um espelho d'água de 5,5 km<sup>2</sup>, com um volume de 44 milhões de metros cúbicos, cuja água tem a sua origem nos seguintes tributários: córrego Água Suja, ribeirão Betim, córrego da Lage, córrego Batatal e córrego Bela Vista. Possui uma profundidade máxima de 25,02 metros e uma profundidade média de 8,38 metros. O tratamento da água bruta, visando à produção de água para consumo humano, é realizado através de filtração direta descendente com uma vazão média de 1,5 m<sup>3</sup>/s para atender a uma população aproximada de 400.000 habitantes.

### **B. Monitoramento da qualidade da água**

Para o levantamento dos parâmetros físicos, químicos e biológicos do monitoramento da qualidade da água do manancial, foram escolhidas as estações de amostragem mais representativas do reservatório. Devido ao conhecimento prévio do programa de monitoramento realizado pela

companhia de abastecimento, assim como das características físicas (profundidade, influência de tributários, localização etc.) dos diferentes pontos de interesse limnológico, foram escolhidas quatro estações de amostragem:

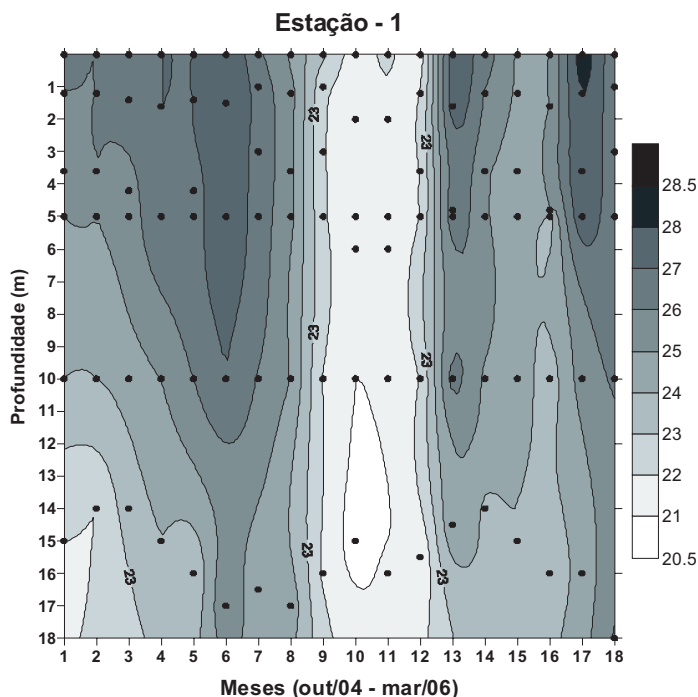
- Estação 1 - estação mais profunda, localizada próxima à torre de tomada d'água, com amostragem dos parâmetros nas seguintes profundidades: superfície; profundidade de extinção do disco de Secchi, 5,0m, 10,0m; e a um metro do fundo.
- Estação 2 – encontro dos braços principais com amostragem na superfície, Secchi, 5,0m e a um metro do fundo, sendo este perfil de coleta mantido também para as estações 3 e 4.
- Estação 3 – braço do córrego Água Suja;
- Estação 4 – braço do ribeirão Betim, principal tributário.

As coletas foram realizadas com uma frequência mensal em todas as estações de amostragem. Os parâmetros físicos e químicos avaliados foram: alcalinidade total, pH, condutividade, cor aparente, turbidez, temperatura da água, OD, DBO, ortofosfato, fósforo total, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitritos, sólidos em suspensão, sílica, cloretos e os metais ferro e manganês. Todas estas análises foram realizadas de acordo com o *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998). Já os parâmetros biológicos monitorados englobaram:

- Análises qualitativas e quantitativas do fitoplâncton;
- Análises qualitativas e quantitativas do zooplâncton;
- Análise de clorofila-a;
- Análise de coliformes;
- Análise de cianotoxinas.

## C. Resultados

Os resultados do monitoramento realizado, até o momento, no reservatório de Vargem das Flores, compreendem o período entre outubro de 2004 e março de 2006. No intuito de apresentar a caracterização do ambiente estudado, serão apresentados os dados referentes à estação-1 de amostragem, por essa representar a região mais profunda do reservatório, estando localizada próxima à torre de tomada d'água. Na Figura 3.6 observa-se o perfil térmico da coluna d'água na estação – 1, no período monitorado.



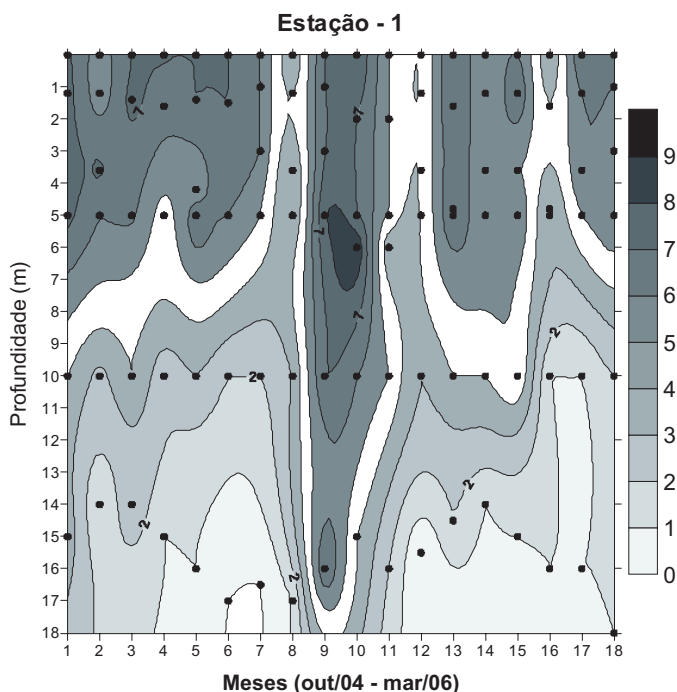
**Figura 3.6** Perfil térmico (°C) da coluna d'água da estação 1 do reservatório de Vargem das Flores, Betim/MG, no período de outubro/2004 (1) a março/2006 (18)

Analizando-se o perfil térmico, pode-se evidenciar os períodos de maiores e menores temperaturas na coluna d'água, representando os meses de chuva (estação quente) e seca (estação fria). Observa-se maior estabilidade da coluna d'água com ocorrência de estratificação térmica no período chuvoso (outubro a março), coincidente com temperaturas ambiente mais elevadas, apresentando diferenças significativas entre as temperaturas da zona eufótica e as profundidades de 10 metros, e um metro do fundo ( $p = 0,0175$ ), considerando o nível de significância de 5%.

No período seco (abril a setembro), caracterizado pelas estações de outono e inverno, observa-se a circulação da massa d'água e quebra da estratificação térmica, onde as diferenças entre as temperaturas das profundidades amostradas não foram consideradas estatisticamente significativas ( $p = 0,8635$ , no nível de significância adotado).

Assim como ocorre a estratificação térmica da coluna d'água, os lagos e reservatórios podem apresentar também uma estratificação química.

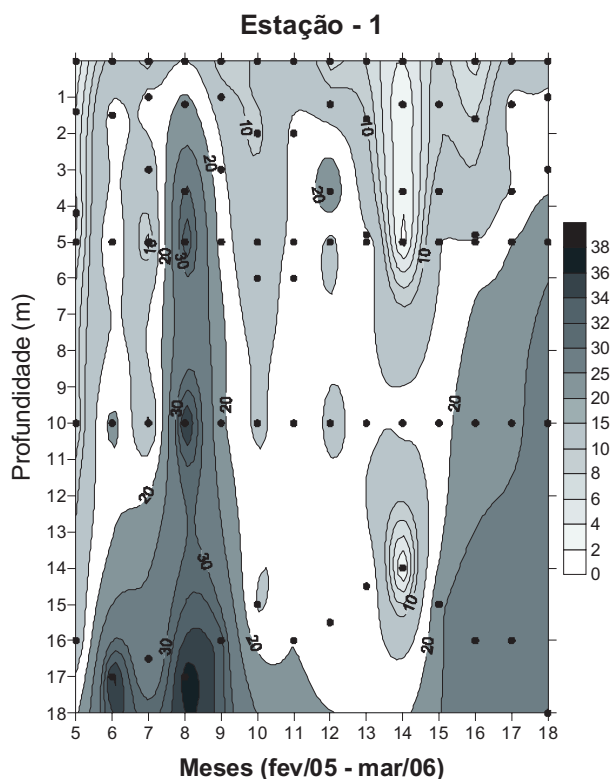
Na Figura 3.7 está apresentado o perfil de distribuição do oxigênio dissolvido (OD). Pode-se observar o gradiente de concentração de OD, com as maiores concentrações sendo encontradas dentro da zona eufótica e as menores nas camadas mais profundas.



**Figura 3.7** Perfil do oxigênio dissolvido (mg/L) da coluna d'água da estação 1 do reservatório de Vargem das Flores, Betim/MG, no período de outubro/2004 (1) a março/2006 (18)

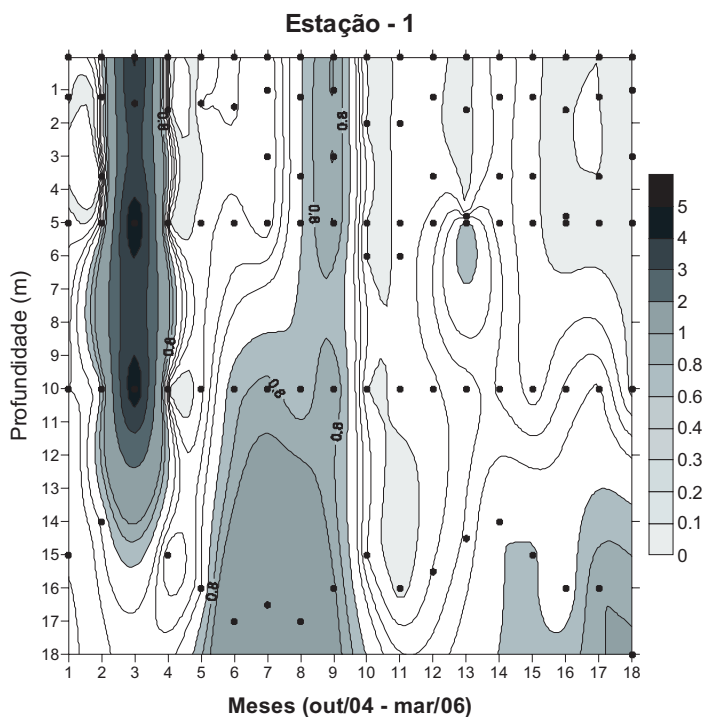
Ainda na Figura 3.7, observa-se a ocorrência de períodos de anoxia no hipolímnio da estação 1 (coluna d'água termicamente estratificada), além do aumento da concentração de oxigênio dissolvido na zona afótica (meses de junho à agosto) coincidente com a quebra da estratificação térmica.

Na Figura 3.8, está representado o perfil de distribuição das concentrações de fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ). Os dados apresentados referem-se ao período de fevereiro/05 a março/06.

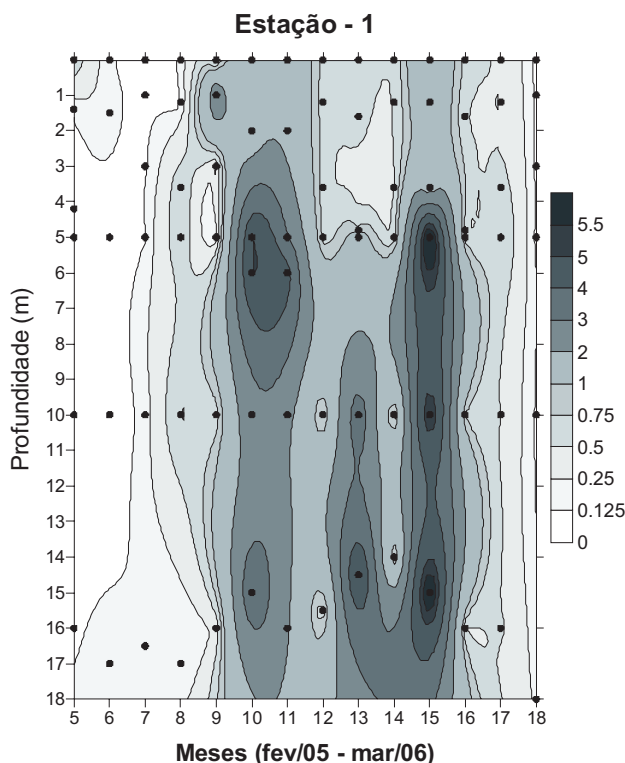


**Figura 3.8** Perfil da distribuição do fosfato (mg/L) da coluna d'água da estação 1 do reservatório de Vargem das Flores, Betim/MG, no período de fevereiro/2005 (5) a março/2006 (18)

Analisando-se o perfil de distribuição do  $\text{PO}_4^{3-}$  (Figura 3.8) observam-se maiores concentrações desse nutriente na camada mais profunda da coluna d'água. As maiores concentrações de fosfato no hipolímnio são observadas nos períodos com baixas concentrações de oxigênio dissolvido (Figura 3.8), podendo ser evidenciado o aumento da concentração de fosfato na coluna d'água nos meses de seca durante a circulação. Nas Figuras 3.9 e 3.10, estão apresentados os perfis de distribuição da amônia e do nitrato, respectivamente.



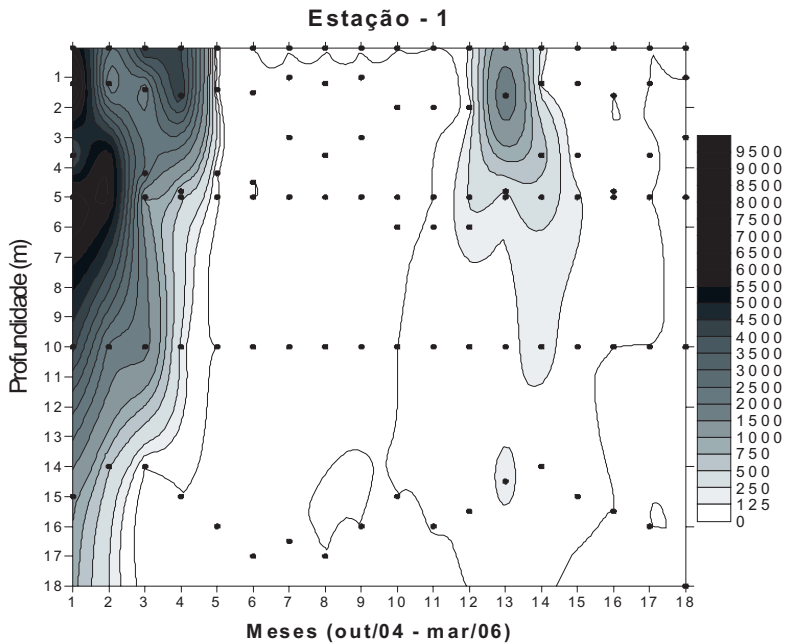
**Figura 3.9** Perfil da distribuição da amônia (mg/L) da coluna d'água da estação 1 do reservatório de Vargem das Flores, Betim/MG, no período de outubro/2004 (1) a março/2006 (18)



**Figura 3.10** Perfil da distribuição do nitrato (mg/L) da coluna d'água da estação 1 do reservatório de Vargem das Flores, Betim/MG, no período de fevereiro/2005 (5) a março/2006 (18)

Observam-se concentrações mais elevadas de amônia (Figura 3.9) no período chuvoso compreendido entre outubro/04 e janeiro/05. Analisando-se a Figura 3.10, constata-se o aumento da concentração de nitrato nos meses de julho/05 e agosto/05, coincidente com a maior distribuição de oxigênio dissolvido na coluna d'água durante a circulação. A oxidação da amônia, quimicamente ou pela ação das bactérias, ocorrerá na presença de oxigênio dissolvido, levando à produção de nitrito e nitrato.

Na Figura 3.11, estão apresentados os perfis de distribuição das cianobactérias na coluna d'água, durante o período estudado. O predomínio dentre o grupo, no presente trabalho, vem sendo da espécie *Sphaerocavum brasiliense*, ocorrendo conjuntamente em menor número as espécies: *Radiocystis fernandoi* e *Microcystis novacekii*.



**Figura 3.11** Perfil da distribuição das cianobactérias (células/mL) da coluna d'água da estação 1 do reservatório de Vargem das Flores, Betim/MG, no período de outubro/2004 (1) a março/2006 (18)

Observa-se que as cianobactérias encontravam-se distribuídas na totalidade da coluna d'água durante o início do monitoramento (período chuvoso). Durante o período seco, as espécies de cianobactérias não foram detectadas em nenhuma das profundidades durante a maior parte do tempo, sendo novamente observadas apenas a partir do final do mês de agosto. A ausência do grupo das cianobactérias coincide com o período de desestratificação da coluna d'água (Figura 3.7). A relação entre a ocorrência das cianobactérias com o período de estratificação térmica da coluna d'água é evidenciada em muitos trabalhos.

Após a circulação, quando houve aumento da concentração de nutrientes na coluna d'água (Figuras 3.9 e 3.10) e retorno da estratificação, observa-se o reaparecimento das cianobactérias, apresentando um número de células mais expressivo a partir de setembro/05 (Figura 3.8).

Através de uma análise mais aprofundada dos dados obtidos até o momento, utilizando-se métodos estatísticos disponíveis e considerados mais adequados, juntamente com a continuidade do monitoramento,

espera-se atingir um nível de compreensão das relações existentes no reservatório de Vargem das Flores, para que seja possível avaliar as prováveis causas do fenômeno das florações de cianobactérias e da produção das cianotoxinas.

O monitoramento continuado do ambiente, levando ao melhor entendimento das relações entre os parâmetros físicos, químicos e biológicos, torna-se uma ferramenta que poderá possibilitar a tomada de medidas preventivas ou de manejo do ambiente, de modo a minimizar os problemas causados pela presença de cianobactérias potencialmente tóxicas, nos mananciais destinados ao abastecimento público.

## Referência Bibliográfica

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20<sup>th</sup> ed. Washington, APHA/AWWA/WPCF, 1998.

ALTAFIN, I.G.; MATTOS, S.P.; CAVALCANTI, C.G.B.; ESTUQUI, V.R. Paranoá Lake – limnology and recovery program. In: TUNDISI, J.G.; BICUDO, C.E.M.; MATSUMURA TUNDISI, T. *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: ABC/SBL, 1995.

ANDRIOTTI, C.C.; REIS, I.M.C.; PALOMO, M.A.; BERND, E.; SUMINSKY, M. *Avaliação da biodiversidade plancônica na ETA Lomba do Sabão (Porto Alegre, RS)*. III Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental, Porto Alegre, 2002.

ARAÚJO, R.W.V.; LEÃO, S.Z. Proteção dos recursos hídricos de áreas urbanas em crescimento: avaliação multicritérios em sistema de informações geográficas. In: Simpósio de Recursos Hídricos do Sul, I, Anais...Santa Maria (RS), 17 p. *Uso Sustentável dos Recursos Hídricos: Tecnologia, Gestão e Educação*. CD-ROM, 2005.

AROCENA, R.; CONDE, D. *Métodos em ecologia de águas continentales – con ejemplos de limnología en Uruguay*. Edición DIRAC/Facultad de Ciencias: Montevideo, 1999.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. NBR ISO/IEC n.º. 17025. Requisitos gerais para competência de laboratórios de ensaios e calibração, 2001.

BARBOSA, F.A.R.; BICUDO, C.E.M.; HUSZAR, V.L.M. Phytoplankton studies in Brazil: community structure variation and diversity. In: TUNDISI, J.G.; BICUDO, C.E.M.; MATSUMURA TUNDISI, T. (Eds.) *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: ABC/SBL, 1995.

BARBOSA, F.A.R. E PADISÁK, J. Algumas considerações sobre desenho amostral para estudos de longa duração. In: BICUDO, C.E.M. & BICUDO, D.C. (Org.) *Amostragem em Limnologia*. São Carlos: RiMa, 2004.

BARTRAM, J. & BALLANCE, R. *Water quality monitoring – a practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes*. UNEP/WHO.

1996.

BENDATI, M.M.; MAIZONAVE, C.R.M.; FACCHIN, J.M.J.; THEWES, M.R.; ADAIME, H.S. Ocorrência de floração de cianobactéria *Planktothrix mougeotii* no Lago Guaíba em 2004: atuação do DMAE no abastecimento público. Anais do 23. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande, MS, 2005.

BICUDO, C.E.M. & BICUDO, D.C. (Eds.) *Amostragem em Limnologia*. São Carlos: RiMa, 2004.

CAGGIATI, G.; LAGOSTENA, D.; BORSANI, G.; DONNE, A.D.; PEREIRA, A. *Valutazione dello stato trofico e tecniche di risanamento dei laghi resilienti. I Quaderni N. 3*. Autorità di bacino del fiume Po. Parma, 2001. Acesso Internet em 14 de maio de 2006. <http://www.adbpo.it/on-line/ADBPO/Home/Pubblicazioni/Ente/artCatQuaderni.25.1.50.1.all.html>

CANTER, L. W. Manual de evaluación de impacto ambiental – técnicas para la elaboración de estudios de impacto. Madrid: McGraw-Hill/Interamericana de España, S.A.U., 1998, 841p.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.* 22:361-369, 1977.

CARMOUZE, J.P. *O metabolismo dos sistemas aquáticos – fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas*. FAPESP, São Paulo. Brasil, 253p., 1994.

CARVALHO, E.N; CYBIS, L.F. *Adequação do Índice de qualidade da água da National Sanitation Foundation, dos Estados Unidos, à realidade brasileira*, 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande, MS, 2005.

CARVALHO, L.R.; PIPELE, F.; SANT'ANNA, C. L.; WERNER, V. R. ; LAUGHINGHOUSE IV, H. D.; RANGEL, M.; KONNO, K.; CARVALHO, A. C. M. Estudos Biológicos e químicos da floração de cianobactérias ocorrida na lagoa do Violão, Torres, RS. In: Congresso Brasileiro de Ficologia & Simpósio Latino-Americano sobre algas nocivas, 2006, Itajaí, SC. XI Congresso Brasileiro de Ficologia & Simpósio latino-Americano sobre algas nocivas, 2006. v. 1. p. 239.

CASSOL, E.A.; MAZZURANA, J.; ELTZ, F.L.F.; DULLIUS, M.V. *Erosividade das chuvas em Porto Alegre, RS, determinada pelo índice EI30, com base no período de 1974 a 2003*. Reunião Brasileira de Ciência do Solo 5: Florianópolis, SC, 2004.

CHAPRA, S.C. Surface water quality modeling. Ed. McGraw-Hill, Inc., EUA. 844 p., 1997.

CHORUS, I. & BARTRAM, J. (Eds.). Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management. London: World Health Organization, 1999. <[www.who.int/docstores/water\\_sanitation\\_health/toxiccyanobact/begin.htm](http://www.who.int/docstores/water_sanitation_health/toxiccyanobact/begin.htm)>. Acesso Internet em 15/11/2005.

CHRISTENSEN, V.; PAULY, D. A guide to the ECOPATH II SoftwareSystem (version 2.1).

International Manila: Center for living Aquatic Resources Management, 72 p, 1992.

COLE, T.M. & WELLS, S.A. CE-QUAL-W2: A two-dimensional, laterally averaged, hydrodynamic and water quality model, version 3.1. User Manual. 54 p., 2002.

COLLISCHONN, W. Simulação hidrológica em grandes bacias. Porto Alegre: Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental), Instituto de Pesquisas Hidráulicas, UFRGS, 2001.

COMITESINOS. Utilização de um índice de qualidade da água no Rio dos Sinos. Porto Alegre: COMITESINOS, 1990.

COMPANHIA ESTADUAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL - Cetesb, São Paulo. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo/CETESB. São Paulo: CETESB, 2001.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente - Resolução Nº 357 de 25 de março 2005. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Ministério do Meio Ambiente do Brasil.

COSTA, I.A.S.; AZEVEDO, S.M.F.O.; SENNA, P.A.C.; BERNARDO, R.R.; COSTA, S.M.; CHELLAPPA, N.T. Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a brazilian semiarid reservoir. *Braz. J. Biol.* 66 (1B): 211-219, 2006.

COSTA, R.T. Caracterização hidrogeológica aplicada ao uso e ocupação do solo da Lomba do Pinheiro, Porto Alegre. Monografia de Conclusão do Curso de Geologia, Instituto de Geociências, UFRGS. 102 p., 2004.

DAL, T.; WETZEL, R.L.; CHRISTENSEN, T.R.L.; LEWIS, E.A. BasinSim 1.0 User's Guide: A Windows-Based Watershed Modeling Package. Special Report in Applied Marine Science and Ocean Engineering, n. 362. Virginia Institute of Marine Science, 2000.

DE LEON, L.; BONILLA, S.; AUBRIOT, L. Fitoplancton. In: AROCENA, R. & CONDE, D. Métodos em ecologia de águas continentales – con ejemplos de limnología en Uruguay. Edición DIRAC/Facultad de Ciencias: Montevideo, 1999.

DEPARTAMENTO MUNICIPAL DE ÁGUA E ESGOTOS. Estudo das águas represadas na Lomba do Sabão. Volume II, relatório preliminar. DMAE, Porto Alegre, 1990.

DEPARTAMENTO MUNICIPAL DE ÁGUA E ESGOTOS. Estudo das águas represadas na Lomba do Sabão. Volume III. DMAE, Porto Alegre, 1992.

DISME – Oitavo Distrito de Meteorologia do Rio Grande do Sul. Dados de temperatura e precipitação diários. 2000 a 2005.

EGHBALL, B.; GILLEY, J.E. 2001. Phosphorus risk assessment index evaluation using runoff measurements. *Journal of Soil and Water Conservation*, v. 56, n. 3. p. 202 – 206,

2001.

EPA – Environmental Protection Agency. The lake and reservoir restoration guidance manual. 2 ed. Washington. 326 p.,1990.

EPA – Environmental Protection Agency. BASINS (Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources) User's manual. Environment Protection Agency, EUA. Disponível online: [www.epa.gov](http://www.epa.gov) ,2004.

GERMANO, A.; TUCCI, C.E.M.; SILVEIRA, A.L.L. Estimativa dos parâmetros do modelo IPH II para algumas bacias urbanas brasileiras. RBRH, V3, N4 p89-101. Disponível online: [www.iph.ufrgs.br/posgrad.](http://www.iph.ufrgs.br/posgrad.), 1998.

HAITH, D.A.; MANDEL, R.; WU, R.S. GWLF - Generalized Watershed Loading Functions Version 2.0 – User's manual. Ithaca, NY, 1992.

HENRY, R. A variabilidade de alguns fatores físicos e químicos da água e implicações para amostragem: estudo de caso em quatro represas do estado de São Paulo. In: BICUDO, C.E.M. & BICUDO, D.C. (Orgs.). Amostragem em Limnologia. RIMA, 2004.

HENRY, R.A. & BARBOSA, F.A.R. Thermal structure, heat content and stability of two lakes in the Nacional Park of Rio Doce Valley (Minas Gerais, Brazil). Hydrobiologia, 171:189-199, 1989.

HUSZAR, V.L.M. & SILVA, L.H.S. Cinco décadas de estudos sobre a ecologia do fitoplâncton no Brasil. Limnotemas, v.2. p.1-22, 1999.

HUSZAR, V.L.M. & GIANI, A. Amostragem da comunidade fitoplânctonica em águas continentais: reconhecimento de padrões espaciais e temporais. In: BICUDO, C.E.M. & BICUDO, D.C. (Org.) Amostragem em Limnologia. São Carlos: RiMa, 2004.

HUSZAR, V.L.M.; BICUDO, D.C.; GIANI, A.; FERRAGUT, C.; MARTINELLI, L.A.; HENRY, R. Subsídios para compreensão sobre a limitação de nutrientes ao crescimento do fitoplâncton e do perifiton em ecossistemas continentais lênticos do Brasil. In.:ROLAND, F.; CESAR, D. & MARINHO, M. (Eds.). Lições de Limnologia. RIMA, 2005.

HUSZAR, V. L. M.; CARACO, N.F.; ROLAND, F.; COLE, J. Nutrient-chlorophyll relationships in tropical-subtropical lakes: do temperate models fit? Biogeochemistry, 2006 (in press).

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Indicadores de desenvolvimento sustentável: Brasil 2004/IBGE, Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais [e] Coordenação de Geografia. Rio de Janeiro: IBGE, 2004. 393 p.

JAMES, A. (Ed.). An introduction to water quality modelling. New Castle, UK, John Wiley & Sons, 234 p., 1984.

JARDIM, F.A.; MACHADO, J.N.A.; SCHEMBRI, M.C.A.C.; AZEVEDO, S.M.F.O.; 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. Anais do XXVIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Alegre, 2000.

KOMÁREK, J. Problems in cyanobacterial taxonomy: implications for most common toxin producing species. Freshwater harmful algal blooms: health risk and control management. Istituto Superiore di Sanità. Rome, 17 October 2000. Proceedings edited by Serena Melchiorre, Emanuela Viaggiu & Milena Bruno, 2002, 103p.

KOMÁRKOVÁ, J., LAUDARES-SILVA, R., SENNA, P. A. C. Extreme morphology of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanobacteria) in the Lagoa do Peri, a freshwater coastal lagoon, Santa Catarina, Brazil. *Algological Studies*. 94, 207-222, 1999.

KREBS, C. J. *Ecological Methodology*. Harper and Row, Publishers. New York. 654 pp. 1989.

LAGOS, N.; ONODERA, J.; ZAGATTO, P.; ANDRINOLO, D.; AZEVEDO, S.; OSHIMA, Y. The first evidence of paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*, isolated from Brazil. *Toxicon* 37: 1359-1373, 1999.

LARENTIS, D.G. Modelagem matemática da qualidade da água em grandes bacias: sistema Taquari-Antas – RS. Porto Alegre: 2004. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental), Instituto de Pesquisas Hidráulicas, UFRGS, 2004.

LEI n°. 9.433 de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal e altera o art. 1° da Lei n°. 8001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei n°. 7990, de 28 de dezembro de 1989.

LEUCK, M.F. & MENDES, C.A.B. Determinação das cargas poluentes provenientes de esgotos domésticos na bacia do Arroio Dilúvio através de micromedição (em preparação), 2006.

LOBO, E. A.; LEIGHTON, G. Estruturas de las Fitocenosis Planctonicas de los Sistemas de Desembocadura y Esteros de Rios de la Zona Central de Chile. *Revista de Biología Marinha*, v. 22, n.1, p.143-170, 1986.

LOPES, F.; MERTEN, G.; HELFER, F.; CYBIS, L.F. ; RISSO, A.; FRANZEN, M. Validation of a phosphorus index applied to a watershed by geoprocessing techniques. *Revista Sociedade e Natureza* – Special Issue – May, 2005.

LUND, J. W. B. The ecology of freshwater phytoplankton. *Biol. Rev.*, 40:231-293, 1965.

MAIZONAVE, C.R.M.; MORANDI, I.C.; SOARES, P.R.; JUNQUEIRA, I.C. Reservatório da Lomba do Sabão – qualidade da água e problemas operacionais no tratamento. *ECOS PESQUISA*, ano 2, número 3. Janeiro de 2000.

MAIZONAVE, C.R.; WERNER, V.; SCHERER, K. *Ocorrência de Planktothrix mougeotii (Cyanobacteria) no Lago Guaíba, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil*. Anais da X Reunião da Sociedade Brasileira de Ficologia, Salvador (BA), 25 a 29 de abril de 2004.

MAIZONAVE, C.R.M.; BENDATI, M.M.; WERNER, V.R.; CYBIS, L.F.A.; CARVALHO, E.N. *Avaliação planctônica do Reservatório da Lomba do Sabão (Porto Alegre, RS) com ênfase na ocorrência de cianobactérias: implicações para o abastecimento público*. Anais do 23 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande, MS, 2005.

MEDEIROS, M.L.B.; BOLLMANN, H.A.; XAVIER, C.F.; WOSIACK, A.C.; ZARPELON, A. Ações de manejo e níveis de vigilância e alerta. In: ANDREOLI, C.V.; CARNEIRO, C. *Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados*. Ed. Graf. Capital Ltda, Curitiba, 2005. 500p.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria n. 518, de 25 de março de 2004.

NOGUEIRA, V.P.Q. Qualidade da água em lagos e reservatórios. In: PORTO, R.L.L. (org.) *Hidrologia Ambiental*. São Paulo: Edusp/ABRH. V.3, p. 165-210, 1991.

OTT, W.R. *Environmental indeces: Theory and practice*. Ann Arbor (Mich.): Ann Arbor Science Publishers, 1978.

PARANHOS, R. *Alguns métodos para análise da água*. UFRJ (Ed.) Sub-Reitoria de Ensino de Graduação e Corpo Discente/SR-1 (Cadernos didáticos UFRJ). Rio de Janeiro. 1996. 200p.

PORTO, M.F.A.; BRANCO, S.M.; LUCA, S.J. Caracterização da qualidade da água. In: PORTO, R.L.L. (Org.). *Hidrologia ambiental*. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1991.

PORTO, R.M. *Hidráulica básica*. São Carlos: EESC-USP, 2ª. Edição, 2003.

REYNOLDS, C.S. *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge, 1984.

REYNOLDS, C.S.; HUSZAR, V.; KRUK, C.; NASELLI-FLORES, L.; MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, v.24 n.5: 417-428, 2002.

RICHARDSON, C.W.; FOSTER, G.R. and WRIGHT, D.A. Estimation of erosion index from daily rainfall amount. *Transactions of the ASAE* 26(1): 153-156, 1983.

RODIER, J. *Análisis de las aguas – aguas naturales, aguas residuales, águas de mar*. OMEGA (Ed), Barcelona, 1981. 1057p.

SALAS, H.J.; MARTINO, P. A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. *Water Research*, 25 (3). P. 341-350, 1991.

SANT'ANNA, C.L.; AZEVEDO, M.T.P.; AGUJARO, L.F.; CARVALHO, M.C.; CARVALHO, L.R.; SOUZA, R.C.R. *Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras*. Rio de Janeiro: Interciência; São Paulo: Sociedade Brasileira de Ficologia – SBFic, 2006.

SHERMAN, B.S. & WEBSTER, I.T. A model for the light-limited growth of buoyant phytoplankton in a shallow, turbid waterbody. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.* 45: 847-862, 1994.

SOARES, M.C.; CONSOLI, M.; BRANCO, E.; HUSZAR, V. *Deteção, avaliação e medidas de prevenção da ocorrência de cianobactérias na ETA Guandu – CEDAE/RJ*. Anais do 23. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande, setembro de 2005.

TOLEDO, JR. A. P. Informe preliminar sobre estudos para obtenção de um índice para avaliação do estado trófico de reservatórios de regiões quentes – Outubro, 1990.

TUCCI, A. & SANT'ANNA, C.L. *Cylindrospermopsis raciborski* (Woloszynska) Seenayya e Subba Raju (Cianobacteria): variação semanal e relação com fatores ambientais em um reservatório eutrófico, São Paulo, SP, Brasil. *Revista Brasil. Bot.*, V. 26, n.1, p. 97-112, mar. 2003.

TUCCI, C.E.M. Modelos de qualidade da água em reservatórios. In: WROBEL *et al.* *Métodos numéricos em recursos hídricos*. RJ: ABRH, p. 222-301, 1989.

TUCCI, C.E.M. Coeficiente de escoamento e vazão máxima de bacias urbanas. *RBRH*, V5, 2000.

TUCCI, C.E.M.; COLLISCHONN, W.; LARENTIS, D.G. *Desenvolvimento e aplicação de modelo matemático como base para gerenciamento dos recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio Taquari-Antas*. IPH-UFRGS, rp. 2, Porto Alegre, RS, 2003.

TUNDISI, J. G. Perspectives for ecological modelling of tropical and subtropical reservoirs in South America. *Ecological Modelling* V. 52 , p. 7-20, 1990.

VOLLENWEIDER, R. A. *Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication*. Paris Rep. Organization for Economic cooperation and Development 192 p.(DAS/CSI/68.27), 1968.

VOLLENWEIDER, R.A. *Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication*. OECD Cooperative Programme in Eutrophication. p. 55-83, 1976.

Von RÜCKERT, G.; GIANI, A. Effect of nitrate and ammonium on the growth and the protein concentration of *Microcystis viridis* Lemmermann (Cyanobacteria). *Rev. Bras. Bot.* V. 27, p. 325-331, 2004.

Von SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade de Minas

Gerais. 243 p., 1996.

Von SPERLING, E. *Morfologia de lagos e represas*. Belo Horizonte: DESA/UFGM, 1999.

WEBSTER, I.T; JONES, G.J.; OLIVER, R.L; BORMAN, M.; SHERMAN, B.S. Control strategies for cyanobacterial blooms in Weir Pools - final report to the National Resource Management Strategy. *CEM Technical Report*, n. 119, 1996.

WETZEL, R. G. *Limnologia*. Fundação Caloutre Gulbenkian. Lisboa, 1993.

WISCHMEIER, W.H. and SMITH, D.D. Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning. *USDA-SEA Agricultural Handbook* N. 537. 58 p., 1978.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. 4 th. Meeting of the Working Group on Water and Health. Geneva, Switzerland, 9-10 December 2004. Agenda 6: Conference on cyanobacteria. Acesso Internet em 28 de janeiro de 2006.

WROBEL *et al.* *Métodos numéricos em recursos hídricos*. RJ: ABRH, 1989. 380 p.

YUNES, J.S.; NIENCHESKI, L.F.H.; SALOMON, P.S.; PARISE, M.; BEATTIE, K.A.; RAGGETT, S.L.; CODD, G.A. Effect of nutrient balance and physical factors of blooms of toxic cyanobacteria in the Patos Lagoon, Southern Brazil. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 1796-1800, 1998.

YUNES, J. S.; MATTHIENSEN, A.; CARNEIRO, C.; OROSKI, F.; BECKER, V.; CARVALHO, M.C. Florações de Cianobactérias Tóxicas: Mãos à obra ao problema. In: Roland, F; Cesar, D.; Marinho, M.(Org.). *Lições de Limnologia*. 1 ed. São Carlos: RiMa, 2005, v. , p. 299-323.

## Referência bibliográfica *apud*

ALMEIDA, LM.R. Crescimento, absorção de nitrogênio e competição de duas espécies de clorofíceas [(*Oocystis lacustris* Chodat e *Eutetramorus planctonicus* (Korsikov) Bourrelly] em diferentes fontes nitrogenadas (nitrato e amônio). 2002. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. *apud* Huszar, V.L.M.; BICUDO, D.C.; GIANI, A.; FERRAGUT, C.; MARTINELLI, L.A.; HENRY, R. Subsídios para compreensão sobre a limitação de nutrientes ao crescimento do fitoplâncton e do perifíton em ecossistemas continentais lênticos do Brasil. In: Roland, F.; Cesar, D.; Marinho, M.(Eds.) *Lições de Limnologia*. Rima, 2005.

VAN LIERE, L. & WALSBY, A.E. Interactions of cyanobacteria with light. In: CARR, N.G. & WHITTON, B.A. (Eds.) *The biology of the Cyanobacteria*. Blackwell Science Publications, Oxford, 9-45, 1982, *apud* Chorus, I. & Bartram, J., 1999.



## Capítulo 4

# Técnicas de Manejo e Pré-Tratamento no Manancial

*Lenora N.L. Gomes e Sandra M.F.O. Azevedo*

---

## Introdução

Ao se abordar técnicas de manejo e pré-tratamento em um ambiente aquático, principalmente um reservatório para abastecimento público, torna-se importante tanto o conhecimento das características físicas, químicas e biológicas desse ecossistema quanto à avaliação dos usos do ambiente e de como esse é gerenciado. Sendo assim, as técnicas empregadas devem ser escolhidas levando-se em conta não só os custos e dificuldades operacionais, como também o grau de comprometimento do ambiente e os impactos de sua aplicação a curto, médio e longo prazo.

O uso dos termos manejo e recuperação, ou restauração, de lagos e reservatórios refere-se ao emprego de técnicas visando à redução da eutrofização. Contudo, existem diferenças entre o manejo de um ambiente e a sua recuperação. O termo manejo é empregado para designar a utilização de tecnologias na tentativa de remediar, melhorar ou até mesmo alterar algum componente do ambiente, enfocando muitas vezes o seu uso pelo homem. Enquanto por recuperação entende-se o retorno do ambiente às condições encontradas anteriormente ao processo de degradação, envolvendo modificações que propiciam a presença das espécies e a ocorrência dos processos internos característicos do ambiente original. Usualmente a recuperação é lentamente obtida, sendo necessário o acompanhamento contínuo do ambiente, o que demanda custos elevados (COOKE *et al.*, 1993).

A aplicação de diferentes processos para melhoria do ambiente aquático envolve, geralmente, uma série de medidas preventivas e corretivas. Dentre as medidas preventivas, utilizadas principalmente em ambientes urbanos, pode-se destacar a retirada dos esgotos afluentes, a urbanização das comunidades da bacia de drenagem, a

construção de bacias de sedimentação e ampliação do sistema de coleta e tratamento de esgoto. Já como medidas corretivas podem ser empregadas: a dragagem de sedimentos, a instalação da descarga de fundo, a remoção de macrófitas e a hidrosemeadura para contenção da erosão (Von SPERLING, 2005).

Nesse capítulo são abordados diferentes métodos de manejo e pré-tratamento, passíveis de serem utilizados para a melhoria da qualidade da água bruta, aduzida à estação de tratamento de água, enfocando-se principalmente as ações que visam à redução da ocorrência de florações de cianobactérias. Também são apresentados alguns métodos que ainda estão em fase de estudo quanto a sua aplicabilidade em escala real.

## Conceito de Múltiplas Barreiras

O termo Múltiplas Barreiras vem reunir o conjunto de medidas para a garantia da qualidade da água para abastecimento público. Entre as ações consideradas importantes para a garantia da qualidade da água preconizadas pela Portaria MS 518/2004, encontram-se a gestão do ambiente, o conhecimento da dinâmica das comunidades do ecossistema aquático e suas características físicas e químicas, assim como o emprego de técnicas adequadas de tratamento, manutenção e operação apropriada do sistema de armazenamento e distribuição da água tratada (BASTOS, 2004).

Ao se pensar em distribuição de água com qualidade, levando à manutenção da saúde da população, um olhar abrangente deve ser lançado sobre a questão. A preocupação inicia-se com a proteção da qualidade da água do manancial utilizado para o abastecimento. Desta forma, o monitoramento com avaliação das características físicas, químicas e biológicas do sistema aquático é de grande importância, conforme abordado no capítulo 3.

Da mesma forma, o controle da eutrofização do meio aquático é imprescindível, para que se possa garantir uma água em quantidade e com qualidade. Sendo assim, o adequado uso e ocupação do solo da bacia de drenagem, a preservação da vegetação do entorno do reservatório e a retirada dos lançamentos de esgotos brutos, domésticos e industriais, encontram-se como ações importantes na redução dos impactos ao ambiente. No que se refere ao tratamento da água, a escolha das técnicas adequadas, além da manutenção da rede de distribuição em bom estado, tornam-se etapas importantes para a garantia da qualidade da água.