

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
FACULDADE DE TECNOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**AVALIAÇÃO DA FILTRAÇÃO LENTA NA REMOÇÃO  
DE CÉLULAS DE *Cylindrospermopsis raciborskii* E  
SAXITOXINAS**

**ANA ELISA SILVA DE MELO**

**ORIENTADORA: CRISTINA CELIA SILVEIRA BRANDÃO**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E  
RECURSOS HÍDRICOS  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**BRASÍLIA/DF: SETEMBRO/2006**

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
FACULDADE DE TECNOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**AVALIAÇÃO DA FILTRAÇÃO LENTA NA REMOÇÃO  
DE CÉLULAS DE *Cylindrospermopsis raciborskii* E SAXITOXINAS**

**ANA ELISA SILVA DE MELO**

**DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE  
ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA FACULDADE DE  
TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE  
DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU  
DE MESTRE EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E RECURSOS  
HÍDRICOS.**

**APROVADA POR:**

---

**Prof<sup>a</sup> Cristina Célia Silveira Brandão, PhD (ENC/FT/UnB)  
(Orientadora)**

---

**Prof. Ricardo Silveira Bernardes, PhD (ENC/FT/UnB)  
(Examinador Interno)**

---

**Prof<sup>a</sup> Giovana Kátie Wiecheteck , DSc (DENGE/SCATE/UEPG)  
(Examinador Externo)**

**BRASÍLIA/DF, 25 DE SETEMBRO DE 2006.**

## FICHA CATALOGRÁFICA

MELO, ANA ELISA SILVA DE	
Avaliação da Filtração Lenta na Remoção de Células de <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> e saxitoxinas, 2006.	
xix, 178p., 210x297 mm (ENC/FT/UnB, Mestre, Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, 1999). Dissertação de Mestrado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia.	
Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.	
1. Tratamento de água	2. Filtração Lenta
3. Remoção de células de <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	4. Remoção de saxitoxinas
I. ENC/FT/UnB	II. Título (série)

## REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

MELO, A.E.S. (2006). Avaliação da Filtração Lenta na Remoção de Células de *Cylindrospermopsis raciborskii* e saxitoxinas. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM-98/06, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 197p.

## CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Ana Elisa Silva de Melo.

TÍTULO: Avaliação da Aplicabilidade da Filtração Lenta à Remoção de Células Sadias de *Cylindrospermopsis raciborskii* e saxitoxinas.

GRAU: Mestre

ANO: 2006

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte dessa dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem autorização por escrito do autor.

---

Ana Elisa Silva de Melo  
CSB 03 lote 2/6 apt° 411, Taguatinga Sul.  
CEP: 72015-535 Brasília/DF – Brasil  
Endereço Eletrônico: [anaelisa.melo@gmail.com](mailto:anaelisa.melo@gmail.com)

## AGRADECIMENTOS

Quero agradecer primeiramente a Deus, que ilumina e guia meus passos nessa caminhada.

Meus pais, Ana Maria e Aloisio, pelo amor, carinho, incentivo. Por me proporcionarem uma educação de qualidade mesmo com as dificuldades. Obrigada por tudo!!!

Meu irmão, Júnior, obrigada pelo companheirismo e efetiva contribuição nos trabalhos experimentais.

Toda minha família, avós, tios, primos, que mesmo estando longe me incentivaram e ajudaram nessa nova conquista.

À professora Cristina Brandão, que me acompanhou durante toda esse trajeto, desde da graduação, sou imensamente grata pela orientação, incentivo, motivação e, principalmente, pelo exemplo de dedicação.

Agradeço aos professores do PTARH, Koide, Marco Antônio, Nabil, Nestor, Oscar e Ricardo, pelo conhecimento transmitido.

Aos amigos do LAA: André, Boy, Carolzinha, João, Júnior, Lilica, Patrícia, Rafael, Roseli, Simone Batista, pelos serviços e pela forma amiga que me trataram durante toda a etapa experimental. Muito obrigada por tudo!!!

Aos professores Carlos e Osmindo pelo auxílio e disponibilização do equipamento de CLAE para realização das análises de saxitoxinas.

À Kamila e toda sua família pela amizade e carinho durante todos esses anos.

Aos amigos da época da graduação: Davi Marwell, Deborah, Janaína, Mariana, Samantha, Viviane, Renata Ottina, Ronildo, Jairo, Sidley, Soraia, Luiz, Thiago “Matuto”, Tião, Gabriel, Fábio, André, Rafael “Cabeça”, Gangana, Gaúcho, Tiaguinho por manterem firme nossa amizade mesmo com a distância.

Às amigas, Cláudia, Mariana, Renata e Simoneli, obrigada por tudo meninas!!!

À minha turma de mestrado: Andréia, Bianca, Cristina Bicalho, Cláudia, Débora, Deborah, Edson, Rafael Esteves e Renata pelos momentos de descontração e de desespero compartilhados dentro e fora do SG-12.

Aos amigos e colegas de PTARH: Jennifer, Fuad, Pufal, Jazielli, Simone, Camila, Carol, Cristiane, Chrisitinne, Daniella, Flávia, Gustavo, Jailma, Janaína, Jussanã, Ronaldo, Selma, Talles e Zé Ricardo pela agradável convivência.

Agradeço à equipe da CAESB ETA-Brasília, principalmente à Ângela Biaggini e ao Gustavo Guimarães pela compreensão e por possibilitar minha ausência para finalizar a dissertação. Gostaria também de agradecer aos novos amigos de trabalho: Mônica, Pontes, Rodrigo, Keise, Fabiana, Marcela, Kamila, Marli, todos os supervisores da PPAC, todos os técnicos, operadores e funcionários da ETA-Brasília, obrigada pelo apoio e ótima convivência.

À CAPES, pela concessão do auxílio financeiro.

## RESUMO

### AVALIAÇÃO DA FILTRAÇÃO LENTA NA REMOÇÃO DE CÉLULAS DE *Cylindrospermopsis raciborskii* E SAXITOXINAS

**Autor:** Ana Elisa Silva de Melo

**Orientador:** Cristina Celia Silveira Brandão

**Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos**

**Brasília, Setembro de 2006.**

O presente trabalho apresenta uma avaliação do desempenho da filtração lenta na remoção de células viáveis de *Cylindrospermopsis raciborskii* e de saxitoxinas na água para consumo humano. Também foi realizada uma investigação preliminar da potencialidade da pré-filtração ascendente em pedregulho como sistema de pré-tratamento para a filtração lenta no tratamento de águas com elevada presença de células de *C. raciborskii*. O trabalho foi desenvolvido em escala piloto, e dividido em duas etapas experimentais. Na 1ª Etapa Experimental, a instalação piloto era constituída por um sistema de filtração lenta, composto por dois filtros lentos operando em paralelo. Já na 2ª Etapa Experimental, foi adicionada à instalação piloto uma unidade de pré-filtração ascendente em pedregulho precedendo os filtros lentos. Os filtros lentos foram operados com taxa de filtração de  $3\text{m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$  e o pré-filtro ascendente em pedregulho com taxa de filtração de  $10\text{m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ . Durante a 1ª Etapa Experimental, foi avaliado o desempenho dos filtros lentos quando alimentados com água bruta (lago Paranoá) inoculada com diferentes concentrações de células de *C. raciborskii* ( $10^5$  a  $6 \times 10^6$  céls./mL) ou saxitoxinas extracelulares ( $3\mu\text{g/L}$ ). De acordo com os resultados obtidos, o processo de filtração lenta foi bastante eficiente na remoção de células de *C. raciborskii* com concentrações da ordem de  $10^5$  céls./mL. Entretanto, para as concentrações mais elevadas de *C. raciborskii* (acima de  $1 \times 10^6$  céls./mL), a filtração lenta como única etapa de tratamento não se apresentou como alternativa mais apropriada, pois permite o traspasse de turbidez, clorofila-a, saxitoxinas intra e extracelulares, além de apresentar acelerado desenvolvimento da perda de carga. Nos períodos de traspasse, ocasionados pelo carreamento de células de *C. raciborskii* previamente retidas no meio filtrante, os filtros lentos produziram efluentes com valores de turbidez, clorofila-a, saxitoxinas intracelulares em torno de 2UT,  $10\mu\text{g/L}$  e  $5\mu\text{g/L}$ , respectivamente. Foi detectada a presença de saxitoxinas extracelulares na água filtrada quando o filtro lento era alimentado com  $10^6$  céls./mL de *C. raciborskii*, confirmando a ocorrência de lise de parte das células retidas no meio filtrante. Foi também observado um impacto negativo da presença de saxitoxinas na água bruta sobre a remoção de coliformes. Os resultados da 2ª Etapa Experimental sugerem que pré-filtração antecedendo a filtração lenta apresenta grande potencial de aplicação no tratamento de águas com elevadas concentrações de células de *C. raciborskii* (acima de  $10^6$  céls./mL). O pré-filtro ascendente em pedregulho conseguiu remover parte das células de *C. raciborskii* presentes na água bruta produzindo efluentes capazes de evitar o desenvolvimento acelerado da perda de carga nos filtros lentos. Diferentemente do observado com o uso de filtro lento como unidade única de tratamento, a turbidez, o teor de clorofila-a e saxitoxinas totais (intra + extracelulares) dos efluentes dos filtros lentos se mantiveram abaixo de 0,3UT,  $2\mu\text{g/L}$  e  $0,2\mu\text{g/L}$ , respectivamente, mesmo quando a água bruta que alimentava o sistema apresentava concentrações de células de *C. raciborskii* muito elevadas ( $7 \times 10^6$  céls./mL). Entretanto, a remoção de turbidez e clorofila-a no pré-filtro ascendente em pedregulho apresentaram valores abaixo dos verificados para essa unidade na literatura. Dessa forma, faz-se necessário a realização de estudos para otimização dos parâmetros de projeto e operação da unidade de pré-filtração.

## ABSTRACT

### EVALUATION OF THE APPLICABILITY OF SLOW SAND FILTRATION ON REMOVAL OF VIABLE CELLS OF *Cylindrospermopsis raciborskii* AND SAXITOXINS

**Author: Ana Elisa Silva de Melo**

**Supervisor: Cristina Celia Silveira Brandão**

**Environmental Technology and Water Resources Postgraduation Program**

**Brasília, September of 2006.**

This work presents an evaluation of the performance of the slow sand filtration in the removal of viable cells of *Cylindrospermopsis raciborskii* and extracellular saxitoxin from raw water. Also, it was carried out a preliminary investigation on the use of the upflow roughing filtration as pretreatment stage for slow sand filtration in treatment of raw water with very high concentration *Cylindrospermopsis raciborskii* cells. The work was developed in a pilot scale and was carried out in two experimental stages. In the first stage, the pilot plant comprises two slow sand filtration units operated in parallel. In the second stage, an upflow rough filter was installed before the slow sand filters. The slow sand filters were operated at filtration rate of  $3\text{m}^3/\text{m}^2.\text{day}$  and the upflow rough filter at filtration rate of  $10\text{m}^3/\text{m}^2.\text{day}$ . During the 1<sup>st</sup> stage, the slow sand filters were fed with raw water (Paranoá lake water) spiked with different concentrations of a cultivated toxic strain *C. raciborskii* ( $10^5$  to  $6 \times 10^6$  cells/mL) or with extracellular saxitoxins ( $3\mu\text{g}/\text{L}$ ). Based on the results, the process of slow sand filtration is very efficient in the removal of cells of *C. raciborskii* in the range of  $10^5$  cells/mL. However, for a raw water with higher concentrations of cells of *C. raciborskii* ( $>1 \times 10^6$  cells/mL), the slow sand filtration as sole treatment step don't seems to be the adequate alternative of treatment, once it was observed the occurrence of turbidity, chlorophyll-a, intra and extracellular saxitoxins breakthrough. Furthermore a high head-loss development was observed during the filtration process. Breakthrough occurred mainly as a result of detachment of part of the cells previously retained in the filter. During breakthrough periods the slow sand filters produce effluents with concentration of turbidity, chlorophyll-a and intracellular saxitoxins higher than 2NTU,  $10\mu\text{g}/\text{L}$  and  $5\mu\text{g}/\text{L}$ , respectively. When the presence of saxitoxins in the raw water was mostly in the intracellular fraction, raw water with  $10^6$  cells/mL of *C. raciborskii*, it was detected presence of extracellular saxitoxins in the filtered water, confirming that cells lyses was occurring in the filter bed. It was confirmed that presence of saxitoxins in the raw water has a negative impact in the removal of coliforms. The results of the 2<sup>nd</sup> stage suggest that the use of upflow filter before the slow sand filtration shows great potential for the treatment of waters with high concentrations of cells of *C. raciborskii* (higher than  $1 \times 10^6$  cells/mL). The upflow rough filter was able to prevent the high rate of the head-loss development in the slow sand filters that was observed in the 1<sup>st</sup> stage. The use of the roughing filtration as pretreatment for the slow sand filters allowed these units to produce effluents with turbidity, chlorophyll-a and total saxitoxins (intra+extracellular) lower than 0,3NTU,  $2\mu\text{g}/\text{L}$  e  $0,2\mu\text{g}/\text{L}$ , respectively, even when the concentration of *C. raciborskii* in the raw water was  $7 \times 10^6$  cells/mL. However, the removal efficiency of turbidity and chlorophyll-a in the upflow rough filter was lower than that reported in the literature. Thus, future studies aiming the optimization of project and operational parameters must be pursued.

## SUMÁRIO

<b>1 - INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>2 - OBJETIVOS .....</b>	<b>5</b>
<b>3 - FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>6</b>
<b>3.1 – FILTRAÇÃO LENTA .....</b>	<b>6</b>
3.1.1 – Descrição e mecanismos .....	6
3.1.2 – Remoção de microrganismos e compostos orgânicos pela filtração lenta – Exemplos .....	9
3.1.3 – Limitações de aplicabilidade .....	13
<b>3.2 – FILTRAÇÃO EM MÚLTIPLAS ETAPAS (FiME) .....</b>	<b>15</b>
<b>3.3 – CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS .....</b>	<b>23</b>
3.3.1 – Cianobactérias .....	23
3.3.2 – Cianotoxinas .....	27
3.3.2.1 – Hepatotoxinas .....	29
3.3.2.2 – Dermotoxinas .....	30
3.3.2.3 – Neurotoxinas .....	30
3.3.3 – Métodos de detecção de saxitoxinas .....	34
3.3.4 – Ocorrência de florações de cianobactérias e evidências de intoxicações humanas por cianobactérias .....	36
<b>3.4 – REMOÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS NO     TRATAMENTO DE ÁGUA .....</b>	<b>43</b>
3.4.1 – Tratamento Convencional e Filtração Direta .....	42
3.4.2 – Adsorção em Carvão Ativado .....	46
3.4.3 – Oxidação Química .....	50
3.4.4 – Filtração Lenta e Filtração em Múltiplas Etapas (FiME) .....	53
<b>4 - METODOLOGIA .....</b>	<b>63</b>
<b>4.1 – CONSIDERAÇÕES INICIAIS .....</b>	<b>63</b>
<b>4.2 – DESCRIÇÃO DO SISTEMA DE FILTRAÇÃO .....</b>	<b>64</b>
4.2.1 – 1ª Etapa Experimental – Filtração Lenta .....	64
4.2.2 – 2ª Etapa Experimental - FiME .....	68
<b>4.3 – DESENVOLVIMENTO EXPERIMENTAL .....</b>	<b>72</b>
4.3.1 – Montagem dos Sistemas de Filtração .....	73



4.3.1.1 – Filtros Lentos (FLA-1 e FLA-2) .....	73
4.3.1.2 – Pré-Filtro Ascendente em Pedregulho (PFA) .....	73
<b>4.3.2 – Cultivo de <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> e produção de saxitoxinas .....</b>	<b>74</b>
<b>4.3.3 – Obtenção do Tempo de Detenção .....</b>	<b>76</b>
<b>4.3.4 – Experimentos .....</b>	<b>77</b>
4.3.4.1 – 1ª Etapa – Avaliação do impacto da concentração de células de <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> e saxitoxinas no desempenho do processo de filtração lenta .....	78
4.3.4.2 – 2ª Etapa – Avaliação da aplicabilidade da FiME na remoção de células de <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> .....	86
4.3.4.3 – Coleta de amostras .....	89
<b>4.4 – MÉTODO DE ANÁLISE .....</b>	<b>90</b>
<b>4.4.1 – Clorofila-a .....</b>	<b>91</b>
<b>4.4.2 – Contagem de células de cianobactérias .....</b>	<b>91</b>
<b>4.4.3 – Saxitoxinas .....</b>	<b>92</b>
4.4.3.1 – Cromatografia Líquida de Alta Eficiência (CLAE) .....	92
4.4.3.2 - Método imunoquímico ELISA ( <i>Enzyme-Linked ImmunoSorbent Assay</i> ) .....	98
<b>5 - APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DE RESULTADOS .....</b>	<b>101</b>
<b>5.1 – 1ª ETAPA EXPERIMENTAL .....</b>	<b>101</b>
5.1.1 – Caracterização da água do lago Paranoá .....	102
5.1.2 – Turbidez .....	105
5.1.3 – Clorofila-a .....	108
5.1.4 – Saxitoxinas .....	112
5.1.5 – Perda de carga .....	119
5.1.6 – Coliformes totais e <i>Escherichia. coli</i> .....	123
5.1.7 – Demais parâmetros medidos .....	128
5.1.8 – Considerações sobre os resultados da 1ª Etapa Experimental .....	131
<b>5.2 – 2ª ETAPA EXPERIMENTAL .....</b>	<b>132</b>
5.2.1 – Caracterização da água do lago Paranoá .....	133
5.2.2 – Turbidez, clorofila-a e saxitoxinas .....	134

5.2.3 – Perda de carga .....	138
5.2.4 – Coliformes totais e <i>Escherichia. coli</i> .....	141
6 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES .....	144
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	149
APÊNDICES .....	159
APÊNDICE A – VALORES DE TURBIDEZ NA ÁGUA BRUTA E NO EFLUENTE DAS UNIDADES DE FILTRAÇÃO .....	160
APÊNDICE B – CONCENTRAÇÕES DE CLOROFILA-A NA ÁGUA BRUTA E NO EFLUENTE DAS UNIDADES DE FILTRAÇÃO .....	164
APÊNDICE C – CONCENTRAÇÕES DE SAXITOXINAS NA ÁGUA BRUTA E NO EFLUENTE DAS UNIDADES DE FILTRAÇÃO .....	168
APÊNDICE D – PERDA DE CARGA TOTAL NAS UNIDADES DE FILTRAÇÃO .....	171
APÊNDICE E – VALORES DE COLIFORMES TOTAIS E <i>E. coli</i> NA ÁGUA BRUTA E NO EFLUENTE DAS UNIDADES DE FILTRAÇÃO .....	175

## LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Critérios de dimensionamento do filtro lento (Haarhoff e Cleasby, 1991) .....	7
Tabela 3.2 - Qualidade da água recomendável para tratamento por filtração lenta (Di Bernardo <i>et al.</i> , 1999) .....	14
Tabela 3.3 - Critérios de dimensionamento de instalações de pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente em camadas (Di Bernardo <i>et al.</i> , 1999) .....	21
Tabela 3.4 - Aspectos gerais das cianotoxinas (Sivonen e Jones, 1999) .....	28
Tabela 3.5 - Tipos de saxitoxinas (Sivonen e Jones, 1999 – modificada) .....	33
Tabela 3.6 - Composição granulométrica dos pré-filtros ascendentes (Mello, 1998) .....	55
Tabela 4.1 - Características do meio filtrante (areia) dos filtros lentos .....	66
Tabela 4.2 - Composição granulométrica do pré-filtro ascendente .....	70
Tabela 4.3 - Frequência amostral das análises durante a 1ª Etapa Experimental ..	79
Tabela 4.4 - Frequência amostral das análises durante a 2ª Etapa Experimental ..	87
Tabela 4.5 - Parâmetros que serão avaliados e seus respectivos métodos e equipamentos .....	90
Tabela 4.6 - Condições adotadas para a análise de saxitoxinas (Arantes, 2004) ...	94
Tabela 4.7 - Especificidade do <i>kit</i> ELISA da Ridascreen para cada variante de saxitoxinas .....	100
Tabela 5.1 - Descrição resumida dos Experimentos da 1ª Etapa Experimental .....	102
Tabela 5.2 - Características da água do lago Paranoá durante o Experimento 1 (sem células de <i>C. raciborskii</i> ou saxitoxinas extracelulares) .....	103
Tabela 5.3 - Características da água do lago Paranoá durante o Experimento 2 (sem células de <i>C. raciborskii</i> ou saxitoxinas extracelulares) .....	103
Tabela 5.4 - Características da água do lago Paranoá durante o Experimento 3 (sem células de <i>C. raciborskii</i> ou saxitoxinas extracelulares) .....	104
Tabela 5.5 - Valor médio de turbidez da água afluente e efluente dos filtros lentos e remoção de turbidez durante os Experimentos 1, 2 e 3 .....	107
Tabela 5.6 - Valor médio de teor de clorofila-a da água afluente e efluente dos filtros lentos e remoção de clorofila-a durante os Experimentos 1, 2 e 3 .....	110

Tabela 5.7 -	Concentração de saxitoxinas intracelulares e extracelulares na água bruta durante as fases experimentais dos Experimentos 1, 2 e 3 .....	114
Tabela 5.8 -	Remoções da massa de saxitoxinas intracelulares nos filtro lentos durante a 1ª Etapa Experimental .....	117
Tabela 5.9 -	Valores de temperatura da água sobrenadante dos filtros lentos durante a 1ª Etapa Experimental .....	129
Tabela 5.10 -	Valores médios do pH da água bruta e do efluente dos filtros lentos durante a 1ª Etapa Experimental .....	129
Tabela 5.11 -	Valores médios de alcalinidade da água bruta e do efluente dos filtros lentos durante a 1ª Etapa Experimental .....	130
Tabela 5.12 -	Descrição do Experimento 4 referente a 2ª Etapa Experimental .....	133
Tabela 5.13 -	Características da água do lago Paranoá durante a 2ª Etapa Experimental (sem células de <i>C. raciborskii</i> ou saxitoxinas extracelulares) .....	133
Tabela 5.14 -	Valores médios de turbidez e clorofila-a na água bruta e efluente as unidades filtrantes durante o Experimento 4 .....	134
Tabela 5.15 -	Remoção de turbidez e clorofila-a nas unidades filtrantes durante o Experimento 4 .....	135
Tabela 5.16 -	Comparação dos valores de saxitoxinas obtidos utilizando as técnicas de detecção da CLAE e do <i>kit</i> ELISA .....	138
Tabela 5.17 -	Valores de perda de carga nas diferentes camadas dos filtros lentos, por cm, no 16º, 19º, 23º e 25º dia do Experimento 4 .....	140
Tabela A.1 -	Valores de turbidez na água bruta e no efluente dos filtros lentos durante o Experimento 1.....	160
Tabela A.2 -	Valores de turbidez na água bruta e no efluente dos filtros lentos durante o Experimento 2.....	161
Tabela A.3 -	Valores de turbidez na água bruta e no efluente dos filtros lentos durante o Experimento 3.....	162
Tabela A.4 -	Valores de turbidez na água bruta e no efluente dos filtros lentos durante o Experimento 4.....	163
Tabela B.1 -	Concentração de clorofila-a na água bruta e no efluente dos filtros lentos durante o Experimento 1.....	164

Tabela B.2 -	Concentração de clorofila-a na água bruta e no efluente dos filtros lentos durante o Experimento 2.....	165
Tabela B.3 -	Concentração de clorofila-a na água bruta e no efluente dos filtros lentos durante o Experimento 3.....	166
Tabela B.4 -	Concentração de clorofila-a na água bruta e no efluente dos filtros lentos durante o Experimento 4.....	167
Tabela C.1 -	Concentração de saxitoxinas (intra e extracelulares) na água bruta e no efluente dos filtros lentos durante o Experimento 1 .....	168
Tabela C.2 -	Concentração de saxitoxinas (intra e extracelulares) na água bruta e no efluente dos filtros lentos durante o Experimento 2 .....	169
Tabela C.3 -	Concentração de saxitoxinas (intra e extracelulares) na água bruta e no efluente dos filtros lentos durante o Experimento 3 .....	169
Tabela C.4 -	Concentração de saxitoxinas (intra e extracelulares) na água bruta e no efluente das unidades de filtração durante o Experimento 4 .....	170
Tabela D.1 -	Perda de carga total nos filtros lentos durante o Experimento 1 .....	171
Tabela D.2 -	Perda de carga total nos filtros lentos durante o Experimento 2 .....	172
Tabela D.3 -	Perda de carga total nos filtros lentos durante o Experimento 3 .....	173
Tabela D.4 -	Perda de carga total nas unidades de filtração durante o Experimento 4 .....	174
Tabela E.1 -	Valores de coliformes totais e <i>E. coli</i> na água afluyente e efluente aos filtros lentos durante o Experimento 1 .....	175
Tabela E.2 -	Valores de coliformes totais e <i>E. coli</i> na água afluyente e efluente aos filtros lentos durante o Experimento 2 .....	176
Tabela E.3 -	Valores de coliformes totais e <i>E. coli</i> na água afluyente e efluente aos filtros lentos durante o Experimento 3 .....	177
Tabela E.4 -	Valores de coliformes totais e <i>E. coli</i> na água afluyente e efluente aos filtros lentos durante o Experimento 4 .....	178

## LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 -	Esquema de um Filtro Lento de Areia (Di Bernardo <i>et al.</i> , 1999) ....	7
Figura 3.2 -	Esquema geral da instalação FiME (Galvis <i>et al.</i> , 1998 extraída de Di Bernardi <i>et al.</i> 1999) .....	16
Figura 3.3 -	(a) Características do meio filtrante do pré-filtro dinâmico; (b) Esquema de uma unidade de pré-filtração dinâmica (Galvis <i>et al.</i> , 1999) .....	17
Figura 3.4 -	Esquema de uma unidade de pré-filtração horizontal (Wegelin, 1996) .....	17
Figura 3.5 -	Esquema de uma unidade de pré-filtração descendente em série (Wegelin, 1996) .....	19
Figura 3.6 -	Esquema de uma unidade de pré-filtração ascendente em série (Wegelin, 1996) .....	20
Figura 3.7-	Corte de um pré-filtro ascendente em camadas (Galvis <i>et al.</i> , 1999)	20
Figura 3.8 -	Morfologia básica de cianobactérias (Mur <i>et al.</i> , 1999 – modificada) .....	24
Figura 3.9 -	Gêneros de cianobactérias potencialmente tóxicas (Lawton <i>et al.</i> , 1999 - modificada) .....	27
Figura 3.10 -	Estrutura geral das saxitoxinas (Sivonen e Jones, 1999) .....	33
Figura 4.1 -	Instalação piloto de filtração lenta (cotas em cm; sem escala) .....	65
Figura 4.2 -	Vista geral da instalação piloto de filtração lenta .....	65
Figura 4.3 -	Curva granulométrica da areia utilizada nos filtros lentos .....	66
Figura 4.4 -	Detalhe dos filtros lentos mostrando a posição das tomadas de pressão (cotas em cm; sem escala) .....	68
Figura 4.5 -	Instalação piloto de Filtração em Múltiplas Etapas (cotas em cm; sem escala) .....	69
Figura 4.6 -	Vista geral do sistema de Filtração em Múltiplas Etapas (FiME) .....	69
Figura 4.7 -	Camadas granulares do pré-filtro ascendente (PFA) .....	70
Figura 4.8 -	Tubulação de saída de água do pré-filtro ascendente (PFA) .....	71
Figura 4.9 -	(a) Pré-filtro ascendente e sistema de alimentação de AB; (b) Detalhe do pré-filtro ascendente mostrando a posição das tomadas de pressão (cotas em cm) .....	72

Figura 4.10 - Sala de Cultivo no LAA (a) Visão geral do cultivo de <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (b) Cultivo produzido em frascos com capacidade para 20L .....	75
Figura 4.11 - Estimativa do tempo de detenção da água nos filtros lentos (Arantes, 2004 – modificada) .....	77
Figura 4.12 - Estimativa do tempo de detenção da água no pré-filtro ascendente ..	77
Figura 4.13 - Fluxograma referente à seqüência de atividades realizadas durante a 1ª Etapa Experimental .....	80
Figura 4.14 - Esquema de reposição da areia no filtro lento .....	83
Figura 4.15- Fluxograma referente à seqüência de atividades realizadas durante a 2ª Etapa Experimental .....	87
Figura 4.16 - Sistema de evaporação das amostras eluídas .....	94
Figura 4.17 - Sistema de CLAE com reator pós-coluna para a análise de saxitoxinas (Chen e Chou, 2002 modificado extraído de Arantes, 2004) .....	95
Figura 4.18 - Curva de calibração para neosaxitoxina (neoSTX) (Oliveira, 2005 e Silva, 2005a) .....	97
Figura 4.19 - Curva de calibração para saxitoxina (STX) (Oliveira, 2005 e Silva, 2005a) .....	97
Figura 4.20 - Apresentação dos componentes do <i>kit</i> ELISA para saxitoxinas .....	98
Figura 4.21 - Fluxograma com as atividades realizadas ao longo da análise de saxitoxinas pelo <i>kit</i> ELISA .....	99
Figura 5.1 - Turbidez da água afluyente (AB) e efluente dos filtros lentos de areia (FLA-1 e FLA-2) durante o Experimento 1 .....	105
Figura 5.2 - Turbidez da água afluyente (AB) e efluente dos filtros lentos de areia (FLA-1 e FLA-2) durante o Experimento 2 .....	106
Figura 5.3 - Turbidez da água afluyente (AB) e efluente dos filtros lentos de areia (FLA-1 e FLA-2) durante o Experimento 3 .....	106
Figura 5.4 - Clorofila-a na água afluyente (AB) e efluente dos filtros lentos de areia (FLA-1 e FLA-2) durante o Experimento 1 .....	109
Figura 5.5 - Clorofila-a na água afluyente (AB) e efluente dos filtros lentos de (FLA-1 e FLA-2) durante o Experimento 2 .....	109

Figura 5.6 -	Clorofila-a na água afluyente (AB) e efluente dos filtros lentos de areia (FLA-1 e FLA-2) durante o Experimento 3 .....	110
Figura 5.7 -	Foto de espécies de cianobactérias: (a) filamento de <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Di Bernardo <i>et al.</i> , 2003); (b) células de <i>Microcystis aeruginosa</i> (Silva, 2005b) .....	112
Figura 5.8 -	Concentração de saxitoxinas intra e extracelulares na água afluyente (AB) e efluente ao filtro lento 1 (FLA-1) durante o Experimento 1 .	113
Figura 5.9 -	Concentração de saxitoxinas intra e extracelulares na água afluyente (AB) e efluente ao filtro lento 1 (FLA-1) durante o Experimento 2 .	113
Figura 5.10 -	Concentração de saxitoxinas intra e extracelulares na água afluyente (AB) e efluente ao filtro lento 1 (FLA-1) durante o Experimento 3 .	114
Figura 5.11 -	Concentração de clorofila-a e saxitoxinas intracelulares na água efluente do FLA-1 durante: (a) Experimento 1; (b) Experimento 2 ..	116
Figura 5.12 -	Representação da definição de balanço de massa .....	117
Figura 5.13 -	Perda de carga nos filtros lentos (FLA-1 e FLA-2) durante o Experimento 1 .....	119
Figura 5.14 -	Perda de carga nos filtros (FLA-1 e FLA-2) durante o Experimento 2 .....	120
Figura 5.15 -	Perda de carga nos filtros lentos (FLA-1 e FLA-2) durante o Experimento 3 .....	120
Figura 5.16 -	Fotos dos filtros lentos durante a Fase 6 do Experimento 1: (a) FLA-1 atingindo o limite da perda de carga (b) Topo da camada filtrante do FLA-2 (superfície de coesão) .....	121
Figura 5.17 -	Valores de coliformes totais água afluyente (AB) e efluente dos filtros lentos de areia (FLA-1 e FLA-2) durante o Experimento 1 ....	124
Figura 5.18 -	Valores de coliformes totais água afluyente (AB) e efluente dos filtros lentos de (FLA-1 e FLA-2) durante o Experimento 2 .....	125
Figura 5.19 -	Valores de coliformes totais água afluyente (AB) e efluente dos filtros lentos de areia (FLA-1 e FLA-2) durante o Experimento 3 ....	125
Figura 5.20 -	Valores de <i>E. coli</i> na água afluyente (AB) e efluente dos filtros lentos de areia (FLA-1 e FLA-2) durante o Experimento 1 .....	126
Figura 5.21 -	Valores de <i>E. coli</i> na água afluyente (AB) e efluente dos filtros lentos de areia (FLA-1 e FLA-2) durante o Experimento 2 .....	126



Figura 5.22 - Valores de <i>E. coli</i> na água afluyente (AB) e efluente dos filtros lentos de (FLA-1 e FLA-2) durante o Experimento 3 .....	127
Figura 5.23 - Turbidez na água afluyente (AB) e efluente das unidades filtrantes (PFA, FLA-1 e FLA-2) durante o Experimento 4 .....	135
Figura 5.24 - Clorofila-a na água afluyente (AB) e efluente das unidades de filtração (PFA, FLA-1 e FLA-2) durante o Experimento 4 .....	135
Figura 5.25 - Concentrações de saxitoxinas totais na água afluyente (AB) e efluente das unidades de filtração (PFA e FLA-1) durante o Experimento 4 .....	137
Figura 5.26 - Perda de carga nas unidades filtrantes (PFA, FLA-1 e FLA-2) .....	139
Figura 5.27 - Remoção de coliformes totais nas unidades filtrantes durante o Experimento 4 .....	141
Figura 5.28 - Remoção de <i>E. coli</i> nas unidades filtrantes durante o Experimento 4 .....	142

## LISTA DE SÍMBOLOS, NOMENCLATURAS E ABREVIACÕES

AB .....	Água Bruta
ABNT .....	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AF .....	Água Filtrada
ALP .....	Água do lago Paranoá
AS .....	Água Sobrenadante
C1 .....	C-toxina – análogo 1
C1 .....	C-toxina – análogo 2
CAG .....	Carvão Ativado Granular
CAP .....	Carvão Ativado em Pó
céls. ....	Células
CINARA .....	<i>Centre Inter-Regional de Abastecimiento y Remoción de Agua</i>
CLAE .....	Cromatografia Líquida de Alta Eficiência
COT .....	Carbono Orgânico Total
dcSTX .....	Decarbamoilsaxitoxina
dcGTX .....	Decarbamoilgoniautoxina
d.i. ....	Diâmetro interno
DL <sub>50</sub> (i.p.) .....	Dose letal a 50% do grupo testado com injeção intraperitonal
ELISA .....	<i>Enzime Linked Immuno Sorbent Assay</i>
ETA .....	Estação de Tratamento de Água
FAD .....	Flotação por Ar Dissolvido
FiME .....	Filtração em Múltiplas Etapas
FLA-1 .....	Filtro Lento de Areia 1
FLA-2 .....	Filtro Lento de Areia 2
g .....	grama
GTX .....	Goniautoxina
i.p. ....	intraperitonal
IRC .....	<i>International Water and Sanitation Center</i>
LAA .....	Laboratório de Análise de Águas

LETC .....	Laboratório de Ecofisiologia e Toxicologia de Cianobactérias
LPS .....	Lipopolissacarídeos
M .....	Molar
MIB .....	Metilisoborneol
mM .....	Micro Molar
MS .....	Ministério da Saúde
NBR .....	Norma Brasileira
ND .....	Não Detectável
neoSTX .....	Neosaxitoxina
nm .....	Nanômetro
NMP .....	Número Mais Provável
OMS .....	Organização Mundial de Saúde
PFA .....	Pré-filtro ascendente
pH .....	Potencial Hidrogeniônico
PROSAB .....	Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
PTARH .....	Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos
PSP .....	<i>Paralytic Shellfish Poison</i>
rpm .....	Rotações por minuto
STX .....	Saxitoxina
TDI .....	<i>Tolerable Daily Intake</i>
TF .....	Taxa de Filtração
THM .....	Trihalometano
UFRJ .....	Universidade Federal do Rio de Janeiro
UnB .....	Universidade de Brasília
UPA .....	Unidade Padrão de Área
UT .....	Unidade de Turbidez
μE .....	Microeinstein
μg .....	Micrograma
μL .....	Microlitro
μm .....	Micrômetro
°C .....	Graus Celsius

## 1 – INTRODUÇÃO

O aumento da taxa de urbanização e o crescimento das atividades agrícolas e industriais, que marcaram as últimas décadas no Brasil, não foram acompanhados por medidas de controle da poluição com a mesma intensidade, favorecendo a degradação da qualidade dos corpos de água, de um modo geral, e dos mananciais que alimentam os sistemas de abastecimento de água.

Essas atividades, ao introduzirem nutrientes no meio aquático, promovem um enriquecimento artificial do ecossistema aquático, contribuindo para a aceleração dos processos de eutrofização. A eutrofização artificial produz mudanças na qualidade da água, incluindo um intenso crescimento da comunidade fitoplanctônica, geralmente com predominância do grupo de cianobactérias em relação às demais espécies de algas.

A elevada presença de cianobactérias nos mananciais de abastecimento público causa problemas operacionais nas estações de tratamento de água (dificulta os processos de coagulação, floculação e sedimentação, promove colmatação dos filtros, entre outros), proporcionando conseqüências negativas sobre a eficiência e custo do tratamento de água. Entretanto, a principal preocupação com aumento da ocorrência de florações de cianobactérias está relacionada à capacidade que esses microrganismos têm de produzir e liberar para o meio líquido toxinas (cianotoxinas), que podem afetar tanto a saúde humana quanto animal.

Observa-se no Brasil uma intensificação da ocorrência dessas florações de cianobactérias e de relatos de agravos à saúde devido à contaminações por cianotoxinas, porém a grande maioria deles não foi comprovada. O primeiro caso comprovado de intoxicação fatal de seres humanos por cianotoxinas, ocorreu em Caruaru (PE), em 1996, quando 130 pacientes renais crônicos, após terem sido submetidos a sessões de hemodiálise (exposição intravenosa), passaram a apresentar um quadro clínico compatível com grave hepatotoxicose. Desses, 60 vieram a falecer em até 10 meses após o início dos sintomas. Testes realizados na água utilizada na hemodiálise indicaram a presença de cianotoxinas, dos grupos da microcistina e cilindrospermopsina (Pouria *et al.*, 1998).

Esse incidente contribuiu para a inclusão das cianotoxinas no padrão de potabilidade brasileiro objeto da Portaria MS nº 1469/2000 que posteriormente foi substituída pela Portaria MS nº 518/2004 (Brasil, 2004). Com a entrada em vigor dessa Portaria, os responsáveis pelo tratamento e fornecimento de água para consumo humano ficam obrigados a realizar o monitoramento da ocorrência de cianobactérias na água do manancial utilizado para abastecimento e de algumas cianotoxinas na água tratada.

A Portaria MS nº 518/2004 adota o limite de concentração de 1,0 µg/L de microcistina em águas de abastecimento. Com relação a cilindrospermopsina e saxitoxinas, devido a não existência de dados suficientes para o estabelecimento de um limite máximo aceitável em água potável para estas toxinas, a Portaria traz somente uma recomendação de um limite de cilindrospermopsina e saxitoxinas de 15,0 µg/L e 3,0 µg/L, respectivamente. Contudo, cresce no Brasil a preocupação com relação às saxitoxinas, já que se têm verificado o aumento da ocorrência de *Cylindrospermopsis raciborskii*, uma das espécies de cianobactérias produtoras de saxitoxinas nos mananciais brasileiros.

Deste modo, verifica-se a necessidade da adoção de medidas preventivas para evitar a ocorrência de florações de cianobactérias tóxicas, mas, ao mesmo tempo, a necessidade do desenvolvimento ou adequação de tecnologias de tratamento de água que contemplem tanto a remoção das células viáveis destes organismos quanto das toxinas dissolvidas.

No Brasil, a tecnologia de tratamento de água mais difundida é o tratamento convencional ou de ciclo completo que envolve as etapas de coagulação/floculação, sedimentação e filtração rápida. Contudo, diversos estudos (Keijola *et al.*, 1988, Himberg *et al.*, 1989, Hart *et al.*, 1998) relatam a baixa eficiência do tratamento convencional em remover as cianotoxinas, e para que seja eficiente na remoção de células viáveis, exige um bom controle operacional. Por outro lado, parece consenso que a oxidação com ozônio, ou a filtração em carvão ativado granular, podem ser bastante efetivos na remoção de cianotoxinas quando essas se encontram dissolvidas na água, entretanto se apresentam bastantes exigentes quanto ao controle operacional.

Ao mesmo tempo, observa-se que a maior parte da população brasileira que não tem acesso à água tratada encontra-se na zona rural ou em pequenos municípios, os quais, em geral, não possuem recursos para investir em tecnologias do porte das acima mencionadas,

além da dificuldade de obtenção mão-de-obra qualificada para operação de ETAs que adotem tipos de tecnologias mais sofisticados. Assim, surge a necessidade do emprego de tecnologias de tratamento de água simples, cuja operação e manutenção possam ser gerenciadas com os recursos locais dessas comunidades, e que ao mesmo tempo produza água com qualidade segura.

Dentre as diversas tecnologias de tratamento de água, a filtração lenta é bastante atraente, pois não necessita de aplicação de produtos químicos, não requer mão-de-obra especializada e apresenta excelente capacidade de remoção de organismos patogênicos incluindo cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium*, além de compostos orgânicos complexos, como alguns fármacos (Belamy, 1985; Haarhoff e Cleasby, 1991, entre outros).

Estudos desenvolvidos no Programa de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos (PTARH) da Universidade de Brasília (Sá, 2002 e 2006) mostram que a filtração lenta apresenta grande potencial de remoção de células de *Microcystis aeruginosa* e microcistina. Resultados preliminares obtidos pelo estudo realizado por Arantes (2004) mostram também que a filtração lenta apresenta elevada eficiência de remoção de *Cylindrospermopsis raciborskii* quando a água contém concentrações de células da ordem de  $10^5$  céls./mL, entretanto faz-se necessário avaliar o comportamento do filtro em concentrações mais elevadas de células dessa cianobactéria, bem como sua capacidade de remover/degradar maiores concentrações de saxitoxinas extracelulares (dissolvidas), já que no estudo citado a água afluyente aos filtros lentos apresentava baixas concentrações de saxitoxinas extracelulares na água bruta, da ordem de 0,20 a 0,55 µg/L.

É importante destacar que não é possível extrapolar para as saxitoxinas os resultados obtidos para microcistina, pois se trata de dois tipos de toxinas bastante distintos estruturalmente e, conseqüentemente, podem apresentar respostas diferenciadas nos processos de degradação e remoção. As microcistinas são heptapeptídeos enquanto as saxitoxinas são carbamatos.

Outros trabalhos desenvolvidos no PTARH (Mello, 1998, Souza Jr., 1999, Carvalho, 2000) apresentaram resultados satisfatórios de remoção *Cylindrospermopsis raciborskii*, utilizando filtros de pedregulhos antecedendo a filtração lenta, entretanto a concentração de células era relativamente baixa. Esse sistema de pré-tratamento têm se mostrado capaz de

ampliar a aplicação da filtração lenta a águas com valores de turbidez da ordem de 100 uT, além de serem capazes de absorver “picos” de até 700 uT (Cleasby, 1991, Di Bernardo, 1993). A tecnologia de tratamento composta por unidade de pré-filtração em pedregulho e filtração lenta têm sido denominada de Filtração em Múltiplas Etapas (FiME).

Nesse contexto, o presente trabalho visa avaliar a aplicabilidade da filtração lenta na remoção de células sadias de *Cylindrospermopsis raciborskii* e saxitoxinas, além de investigar o potencial da pré-filtração ascendente em pedregulho como sistema de pré-tratamento de águas com elevadas concentrações de células de *C. raciborskii*, a serem submetidas à filtração lenta.

## 2 – OBJETIVOS

O trabalho proposto tem como objetivo geral avaliar a capacidade do processo de filtração lenta em remover células viáveis de *Cylindrospermopsis raciborskii* e saxitoxinas para produção de água para consumo humano.

Em termos mais específicos, os objetivos são:

- Avaliar o impacto da concentração de células de *Cylindrospermopsis raciborskii*, da ordem de  $10^5$  a  $10^6$  céls./mL e de saxitoxinas extracelulares (dissolvidas) presentes na água bruta sobre o desempenho da filtração lenta considerando a produção de água segura;
- Avaliar a potencialidade da pré-filtração em pedregulho como sistema de pré-tratamento para a filtração lenta no tratamento de águas com concentração elevada de células de *Cylindrospermopsis raciborskii* da ordem de  $10^6$  céls./mL



## **3 – FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **3.1 – FILTRAÇÃO LENTA**

A utilização da filtração como forma de tratamento de água remota da observação da pureza e limpidez de certas águas subterrâneas e a atribuição dessas características à sua passagem pelos solos naturais. Este fato acarretou a criação dos processos de potabilização que consistem na passagem da água através de leitos de areia convenientemente dispostos e estratificados (Hespanhol, 1987).

Em alguns países da Europa há grandes instalações de filtração lenta construídas no século XIX e que atualmente são utilizadas como tratamento único ou como complemento do processo convencional de tratamento da água. Segundo Di Bernardo *et al.* (1999), no Brasil a filtração lenta deixou de ser uma alternativa de tratamento a partir da década de 70, especialmente pela falta de pesquisa com o intuito de solucionar o problema relacionado com degradação da qualidade da água bruta dos mananciais utilizados. Assim, a maioria das instalações de filtração lenta foram reformadas e convertidas a sistemas de tratamento completo. Entretanto, com o desenvolvimento de diversos métodos de pré-tratamento, especialmente nos últimos 25 anos, tornou-se possível à utilização da filtração lenta para tratar mananciais de qualidade inferior.

#### **3.1.1 – Descrição e Mecanismos**

Um filtro lento consiste basicamente de um tanque, geralmente retangular, que contém uma estrutura de entrada com medidor de vazão, uma camada de água bruta a ser filtrada, um meio filtrante constituído geralmente de areia fina, camada suporte, um sistema de drenagem que coleta água filtrada e um sistema de válvulas e equipamentos para controle e operação. Na Figura 3.1 é mostrado um esquema de um filtro lento com taxa de filtração constante e nível de água variável no seu interior.

A Tabela 3.1 apresenta os principais critérios para o dimensionamento de filtros lentos.

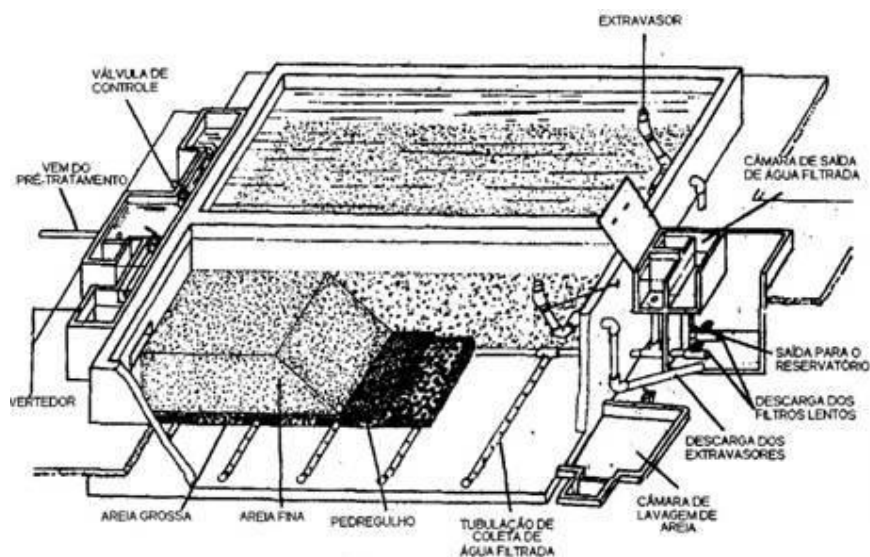


Figura 3.1 – Esquema de um Filtro Lento de Areia  
(Vargas *et al.*, 1999 extraído de Di Bernardo *et al.*, 1999)

Tabela 3.1 – Critérios de dimensionamento do filtro lento (Haarhoff e Cleasby, 1991)

Parâmetros	Valores usuais
Taxa de filtração	2,4 – 4,8 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .dia
Área do meio filtrante	Máximo de 200 m <sup>2</sup> por unidade e no mínimo 2 unidades
Profundidade do meio filtrante:	
Inicial	0,8 – 0,9 m
Após a raspagem	0,5 – 0,6 m
Tamanho efetivo do grão	0,15 – 0,30 mm
Coefficiente de uniformidade	< 5, preferencialmente < 3
Profundidade da água sobrenadante	1 m

A filtração lenta é um processo físico e biológico de purificação da água, que ocorre de forma natural, ou seja, sem a utilização de produtos químicos, de equipamentos sofisticados e de mão de obra especializada para sua operação. O processo consiste em passar a água bruta através do leito poroso de um meio filtrante com baixa taxa de filtração, diferentemente da filtração rápida, que utiliza taxas de filtração elevadas, no caso da filtração direta descendente valores abaixo de 600 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia.

Em função das baixas taxas de filtração utilizadas na filtração lenta, a água bruta que alimenta a unidade permanece muito tempo sobre e em contato com o meio filtrante, permitindo o desenvolvimento, na interface água – meio filtrante, de uma camada composta por organismos biológicos e detritos, a chamada *schmutzdecke*. À medida que a

água atravessa a *schmutzdecke* e o leito filtrante, ocorre uma significativa melhoria da qualidade da água com a redução de microrganismos, de colóides e de partículas suspensas e da alteração de sua composição química. Esse processo de purificação da água é resultado da combinação de mecanismos distintos, tais como: de transporte, de aderência e biológico (Haarhoff e Cleasby, 1991; entre outros).

Os mecanismos de transporte são fortemente influenciados pelas características físicas do afluente, do meio filtrante e por parâmetros de operação, como a taxa de filtração, técnica e frequência da raspagem do filme biológico. Dentre esses mecanismos, destacam-se: ação física de coar, impacto inercial, interceptação, sedimentação, difusão e ação hidrodinâmica.

O mecanismo de transporte predominante na superfície da camada filtrante nos filtros lentos é a ação física de coar enquanto que no seu interior predominam os mecanismos de interceptação, sedimentação e difusão (Haarhoff e Cleasby, 1991).

Os mecanismos de transporte permitem que as partículas suspensas sejam carregadas até a superfície dos grãos de areia, porém, se não houver uma certa “afinidade” entre a superfície do grão e da partícula, não há aderência. Os principais mecanismos de aderência são a atração eletrostática, as forças de Van de Waals, hidratação e mecanismos de soltura (Hespanhol, 1987).

A atração eletrostática é bastante importante na filtração lenta. O grão de areia, devido à sua natureza cristalina, tem carga inicialmente negativa, e atrai materiais de carga positiva como os flocos de hidróxido de ferro ou alumínio, entre outros. Como a maioria das partículas coloidais possui carga elétrica negativa, elas não se aderem aos grãos, sendo uma das razões pela qual tais impurezas não são removidas quando o filtro contém areia limpa. Com o tempo, o grão de areia torna-se saturado de partículas com carga positiva aderidas em sua superfície, e, assim, provoca uma reversão de carga, tornando o grão, anteriormente negativo, em positivo. Essa reversão de carga pode ocorrer continuamente, até que a camada filtrante superior se sature e necessite ser removida (Huisman, 1982; Hespanhol, 1987; Haarhoff e Cleasby, 1991).

A atividade biológica é a ação mais importante que ocorre na filtração lenta sendo mais pronunciada na superfície do meio filtrante, onde há a formação da *schmutzdecke*. A

retenção na superfície da areia de organismos e de outros contaminantes responsáveis pela formação do *schmutzdecke*, pode levar alguns dias ou até semanas. Esse intervalo de tempo é denominado de período de amadurecimento de um filtro lento.

Segundo Haarhoff e Cleasby (1991) os principais mecanismos biológicos que contribuem para a remoção de impurezas nos filtros lentos são: a oxidação bioquímica, a predação, a soprofagia, a inativação ou morte natural dos organismos, o efeito biocida da radiação solar, adsorção, entre outros.

A principal atividade bioquímica bacteriana é a desassimilação e a síntese (assimilação) da matéria orgânica. A desassimilação pode ser definida como reações de produção de energia em que a matéria orgânica é degradada em condições aeróbias. Os principais produtos resultantes da desassimilação dos compostos orgânicos são: amônia, dióxido de carbono, água, sulfatos e fosfatos. Já o processo de assimilação consiste em reações que formam o material celular com o auxílio da energia liberada na desassimilação. Assim no filtro lento, parte da matéria orgânica é degradada pelo processo de desassimilação, e parte é convertida em material celular pela assimilação (Huisman, 1982; Hespanhol, 1987; Vargas, 1992; Di Bernardo, 1993).

Para uma adequada oxidação da matéria orgânica, a concentração de oxigênio dissolvido deve ser superior a 3,0 mg/L, ou as condições serão anóxicas, formando produtos como metano, hidrogênio, sulfeto de hidrogênio, amônia e outras substâncias que podem causar gosto e odor à água (Hespanhol, 1987; Di Bernardo, 1993).

### **3.1.2 – Remoção de microrganismos e compostos orgânicos pela filtração lenta - Exemplos**

A filtração lenta em areia é um processo efetivo na remoção de microrganismos, incluindo bactérias, vírus e cistos de *Giardia*. Remoções da ordem de 2-log a 4-log podem ser obtidas quando o meio filtrante se encontra biologicamente maduro. Além da maturidade biológica da areia, parâmetros como a temperatura, concentração de organismos e de nutrientes na água afluyente ao filtro lento, assim como a taxa de filtração, espessura do meio filtrante e granulometria influenciam a eficiência de remoção de microrganismos pela filtração lenta.

Algumas dessas variáveis influenciam mais ou menos na eficiência do filtro, porém acredita-se que o grau da atividade biológica é o fator preponderante. De acordo com Haarhoff e Cleasby (1991), a remoção de bactérias é efetiva nos primeiros 10 cm do filtro, onde a atividade microbiológica é intensa.

Bellamy *et al.* (1985) desenvolveram um estudo em escala piloto para avaliar a eficiência do filtro lento de areia na remoção de cistos de *Giardia* e outras impurezas (turbidez, partículas, coliformes totais, bactérias). Os pesquisadores observaram que ao se utilizar areia limpa como meio filtrante, a remoção de coliformes e de cistos de *Giardia* foi de, respectivamente, 85% e 98%. Entretanto quando o meio filtrante encontrava-se biologicamente maduro, a eficiência de remoção de coliformes foi superior a 99%, e a remoção de cistos de *Giardia* foi virtualmente de 100%.

De acordo, com os resultados obtidos pelos mesmos autores também foi verificado que mesmo com uma taxa de filtração igual a 9,6 m/d, a remoção de cistos de *Giardia* e de coliformes continuou elevada, 99,98% e 99,01%, respectivamente. Desse estudo, os autores concluíram que a eficiência de remoção de cistos de *Giardia* e de coliformes no processo de filtração lenta é fracamente influenciada pela taxa de filtração, contudo apresenta grande dependência da maturidade biológica do filtro.

Timms *et al.* (1995) realizaram experiências em instalações piloto visando estabelecer a eficiência da filtração lenta na remoção de *Cryptosporidium*. Essas experiências foram motivadas pelo fato dos oocistos desse protozoário serem resistentes à desinfecção pelo cloro e os filtros serem os principais responsáveis pela garantia da qualidade da água nesse caso. Os autores observaram eficiências de remoção superiores a 99,997% e que o aumento da taxa de filtração de 7,2 m/d para 9,6 m/d não promoveu efeito negativo na mesma. Além disso, foi observado que os oocistos permaneceram retidos nos primeiros 2,5 cm do meio filtrante.

Wheeler *et al.* (1988), baseado em estudos em escala piloto, indicaram que os três fatores que mais contribuem para a remoção de vírus nos filtros lentos são: a predação microbiana, a adsorção dos vírus no biofilme e a adsorção pelas superfícies não biológicas. Os autores observaram que reduções na eficiência de remoção de microrganismos patogênicos

causadas pela adoção de taxas de filtração mais altas podem ser mitigadas aumentando-se a profundidade do meio filtrante.

Dullemont *et al.* (2006) também investigaram a remoção de microrganismos em experimentos de filtração lenta em escala piloto. Os microrganismos testados foram: vírus (bacteriófago MS2), esporos de bactérias (*Clostridium*), bactérias (*Escherichia coli* WR1 e *Campylobacter lari*), oocistos de *Cryptosporidium* e diatomáceas (*Stephanodiscus hantzchii*), o tamanho dos microrganismos testados variou de 26nm a 7µm. A instalação piloto consistia de 4 filtros lentos com profundidade de 1,5m e área superficial de 2,56m<sup>2</sup>. Os filtros lentos foram operados em paralelo com taxa de filtração de aproximadamente 2,8m/d.

Dentre as conclusões obtidas pelo estudo pode-se destacar: (i) o vírus é o patógeno que apresentou menor remoção pelo processo de filtração lenta; (ii) a remoção de microrganismos pela filtração lenta em altas temperaturas (15-20°C) foi cerca de 2 log maior; (iii) a remoção de vírus e bactéria pela filtração lenta não depende da concentração na água bruta; (iv) os filtros lentos quando biologicamente maduros são bastante eficientes na remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum*, análises de oocistos retidos no filtros lentos indicaram que o processo de remoção foi a desintegração e/ou predação; (v) esporos de *Clostridium* e diatomáceas muito persistentes não se mostraram bons modelos para remoção de oocistos pela filtração lenta, pois podem ficar acumulados no meio filtrante, e assim acabam por confundir a interpretação de remoção.

Collins *et al.* (1992) avaliaram a eficiência dos filtros lentos em remover matéria orgânica natural e substâncias húmicas, que são precursoras de subprodutos potencialmente cancerígenos, como trihalometanos (THMs). O estudo foi motivado devido à pressão de Agências Reguladoras em diminuir ao máximo o nível THM presente na água efluente dos sistemas de tratamento. De acordo com os pesquisadores, a remoção de matéria orgânica natural pelo filtro lento de areia é dependente da formação do biofilme. A acumulação do carbono orgânico dissolvido no meio filtrante contribui diretamente para o desenvolvimento da perda de carga devido a colmatação do meio filtrante e indiretamente por dar suporte à elevação da população de bactérias que habitam a interface areia-água, sendo que essa população, futuramente, pode promover um aumento da remoção de partículas.

Jütter (1995), por sua vez, estudou a capacidade dos filtros lentos removerem compostos presentes na água que causam odor. De acordo com os resultados, a filtração lenta apresentou eficiência na remoção de monoterpenos (hidrocarbonetos, álcoois, ésteres, cetonas e epóxidos) e geosmina e na eliminação de compostos polares (linalol, metanol e acetato de isobornila).

Tem sido investigada também, a capacidade dos filtros lentos na remoção de micropoluentes orgânicos (pesticidas, herbicidas, etc.). Woudneh *et al.* (1997) avaliaram os mecanismos de remoção do herbicida 2,4-D pela filtração lenta. De acordo com os resultados obtidos no estudo, a remoção do 2,4-D na filtração lenta foi atribuída à atividade biológica do filtro e não devido à adsorção na superfície dos depósitos orgânicos e inorgânicos da areia. Tal fato foi evidenciado por alguns fatores, entre eles: a remoção de 2,4-D ocorreu na região com maior densidade de microrganismos, o que indiretamente evidencia a participação dos microrganismos na remoção de herbicidas; e, a detecção do 2-clorofenol na água efluente do filtro lento, produto resultante da biodegradação do herbicida em questão.

Nova linha de pesquisa tem abordado a utilização da filtração lenta na remoção de fármacos, que são substâncias complexas e persistentes que não sendo eliminadas no tratamento de água residuárias podem alcançar os mananciais de abastecimento. Kuhlmann *et al.* (2006) investigaram o comportamento de quatro diferentes fármacos: ibuprofeno e diclofenaco (anti-inflamatórios); carbamazepina (anticonvulsivante) e sulfametoxazol (antimicrobiano sintético) em uma instalação piloto de filtração lenta. A instalação piloto consistia de 3 colunas de acrílico de 22 cm de diâmetro e 100 cm de comprimento. Os filtros foram operados com taxa de filtração de 1,2 m/d e alimentados por água subterrânea ou água superficial do rio Ruhr (submetida a pré-filtração em pedregulho) contendo 100µg/L de cada substância farmacêutica.

Foram realizados dois experimentos, o primeiro experimento durou 4 semanas e o segundo 9 semanas. No 2º experimento, uma das colunas de filtração foi operada como ciclo fechado. Durante os primeiros 9 dias cerca de 5mg de cada substância foi adicionada à água afluyente, e ao longo dos 13 dias seguintes adicionou-se 0,9 mg/d de cada substância.

De acordo com os resultados, durante o 1º experimento, não foi verificado nenhuma degradação de carbamazepina, sulfametoxazol e diclofenaco. Contudo, no filtro alimentado com água superficial foi observada a degradação do ibuprofeno após o período de amadurecimento que durou cerca de 2 semanas. No filtro operado com água subterrânea não foi detectada a remoção de nenhuma das substâncias testadas. Os autores creditam esse resultado ao baixo número de microrganismos e atividade microbiana encontrados na água subterrânea.

Mesmo com o aumento do tempo de operação no 2º experimento, que foi realizado com o intuito de aumentar o processo de aclimação da camada biológica, não foi observada degradação de nenhuma das substâncias testadas na coluna de filtração alimentada com água superficial. No filtro operado como ciclo fechado, não foi observada degradação da carbamazepina, contudo após 7 semanas de operação verificou-se a remoção de ibuprofeno, de sulfametoxazol e de diclofenaco, sendo que as concentrações de sulfametoxazol no efluente do filtro foram inferiores ao limite de detecção.

Segundo os autores, os resultados demonstram que com exceção da carbamazepina, que se mostrou bastante persistente, a remoção de ibuprofeno, sulfametoxazol e diclofenaco pela filtração lenta é possível, contudo os filtros lentos devem ser operados em condições diferentes das usualmente empregadas, tais como: (i) operação em ciclo fechado permitindo assim um maior tempo de contato e maiores concentrações de substrato; (ii) maior tempo de aclimação da comunidade biológica do filtro lento; (iii) ausência de outra fonte de carbono na água afluente aos filtros lentos.

De acordo com esses estudos analisados, pode-se concluir que a filtração lenta é um processo bastante efetivo na remoção de diferentes microrganismos e compostos orgânicos, contudo o grau de remoção é bastante influenciado pela maturidade do meio filtrante e aclimação dos filtros lentos aos compostos que deverão ser removidos.

### **3.1.3 – Limitações de aplicabilidade**

O processo de filtração lenta convencional é limitado a águas que tenham valores de turbidez, cor verdadeira, teor de sólidos suspensos e concentrações de biomassa algácea relativamente baixos, como pode ser visualizado pela Tabela 3.2.



Tabela 3.2 – Qualidade da água recomendável para tratamento por filtração lenta (Di Bernardo *et al.*, 1999).

Parâmetro	Valores máximos recomendáveis	
	Di Bernardo (1993)	Cleasby (1991)
Turbidez (UT)	10	5
Cor verdadeira (UC)	5	-
Ferro (mg Fe/L)	1	0,3
Manganês (mg Mn/L)	0,2	0,05
Algas	250 UPA/mL	5 µg clorofila-a/L
Coli. Totais (NMP/100mL)	1000	-

A presença, em quantidades significativas, de sólidos em suspensão e turbidez na água afluyente aos filtros lentos, pode levar a problemas operacionais e de qualidade da água filtrada. O material em suspensão, quando em excesso, pode criar condições ambientais adversas para a biomassa que coloniza o meio filtrante, particularmente para os grupos de protozoários que predam bactérias, comprometendo a qualidade microbiológica da água produzida (Lloyd, 1996 *apud* Di Bernardo *et al.*, 1999). Além disso, observa-se a rápida obstrução dos vazios intergranulares das camadas superiores do meio filtrante e a redução da duração da carreira de filtração.

As algas, juntamente com bactérias, protozoários e outras formas de vida, colonizam os filtros lentos, e têm um papel importante na atividade biológica que ocorre nesses filtros. Entretanto, segundo Di Bernardo *et al.* (1999), elevadas concentrações de algas exercem influência negativa no processo da filtração lenta, pois como são continuamente removidas da água afluyente, causam a obstrução rápida do meio filtrante e contribuem para a formação de uma *shmutzdecke* mais impermeável, resultando no rápido crescimento da perda de carga e conseqüente diminuição da carreira de filtração. Os autores também observaram que a eficiência de remoção de algas no filtro lento depende das características das algas (espécie, tamanho e mobilidade) e da concentração das mesmas na água bruta.

Deste modo, para permitir a utilização da filtração lenta para águas de qualidade inferior às recomendadas na Tabela 3.2, faz-se necessário a introdução de sistemas de pré-tratamentos que permitam condicionar a qualidade da água bruta às limitações das unidades de filtração lenta. Contudo, tais alternativas não devem comprometer a simplicidade operacional e manutenção do processo de filtração lenta, devendo assim apresentar níveis de complexidade técnica, custos de operação e manutenção similares aos do próprio filtro lento.

Existem vários métodos de pré-tratamento aplicáveis ao sistema de filtração lenta, dentre eles pode-se destacar: galerias e poços de infiltração, sedimentação simples, sedimentação em decantadores convencionais e de placas, micropeneiras, reservação prolongada, filtração em leitos de rios, pré-filtração em pedregulho (pré-filtros dinâmicos, pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente, descendente ou com escoamento horizontal) que em conjunto com o processo de filtração lenta é denominada de Filtração em Múltiplas Etapas (FiME). Uma outra vertente é o aprimoramento da filtração lenta com o emprego de mantas sintéticas (Cleasby, 1991; Di Bernardo, 1993).

De acordo com Di Bernardo (1993), a adoção de um determinado tipo de pré-tratamento depende de vários fatores, como por exemplo, a qualidade da água bruta, topografia no local da captação, distância da captação ao local da estação de tratamento, vazão a ser captada, nível de instrução técnica dos operadores e dos responsáveis pela disponibilidade de material granular na região, facilidade de limpeza, entre outros.

### **3.2 – FILTRAÇÃO EM MÚLTIPLAS ETAPAS (FiME)**

A combinação de uma ou mais unidades preliminares de filtração em meios filtrantes de maior granulometria – os pré-filtros dinâmicos e os pré-filtros em leitos de pedregulho (pré-filtro de escoamento horizontal ou vertical) com os filtros lentos recebeu a denominação de Filtração em Múltiplas Etapas (FiME). A Figura 3.2 mostra um esquema geral de uma instalação de FiME.

Segundo Visscher *et al.* (1996), o conceito de Filtração em Múltiplas Etapas originou-se da busca de opções de acondicionamento ou pré-tratamento para fontes superficiais de água, cuja a qualidade pode interferir nos mecanismos de purificação ou superar a capacidade de remoção da filtração lenta produzindo-se efluentes de qualidade deficiente, se esta fosse a única etapa de tratamento antes da desinfecção.

Na FiME, a água passa por diferentes etapas de tratamento, em cada qual ocorrendo uma progressiva remoção de substâncias sólidas. O princípio básico é o de cada etapa condicionar seu efluente de forma adequada para ser submetido ao tratamento posterior, sem sobrecarregá-lo, ou seja, impedindo uma colmatação muito freqüente de seu meio

granular e assegurando um efluente com características compatíveis com o processo de tratamento adotado.

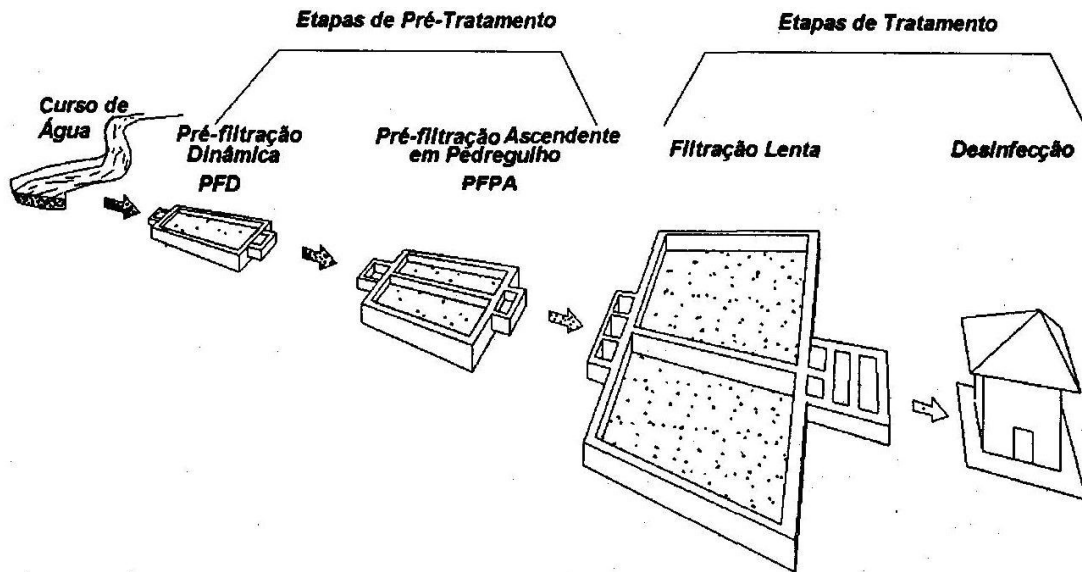


Figura 3.2 – Esquema geral da instalação FiME (Galvis *et al.*, 1998 extraído de Di Bernardo *et al.*, 1999)

Geralmente, a primeira unidade de uma instalação de FiME é a o pré-filtro dinâmico (PFD). Essa unidade é dotada de meio granular composto de pedregulho com granulometria crescente na direção do escoamento, de tal maneira que o pedregulho de menor diâmetro localiza-se no topo da unidade (Figura 3.3(a)). Esse arranjo granulométrico permite que, na ocorrência, de curta duração (picos), de valores elevados de sólidos suspensos na água bruta, a camada superior do meio granular seja obstruída, evitando que quantidade excessivas de sólidos atinjam as demais unidades do sistema. Funcionando, dessa forma como uma proteção para as unidades subseqüentes do sistema de tratamento.

Nessa unidade, uma parcela da vazão afluyente infiltra, sendo coletada e encaminhada para unidades subseqüentes e o restante da água é descartado e retorna para o corpo d'água ou é recirculado para juntar-se ao fluxo de alimentação (Galvis *et al.*, 1998). A Figura 3.3(b) apresenta o esquema de um pré-filtro dinâmico.

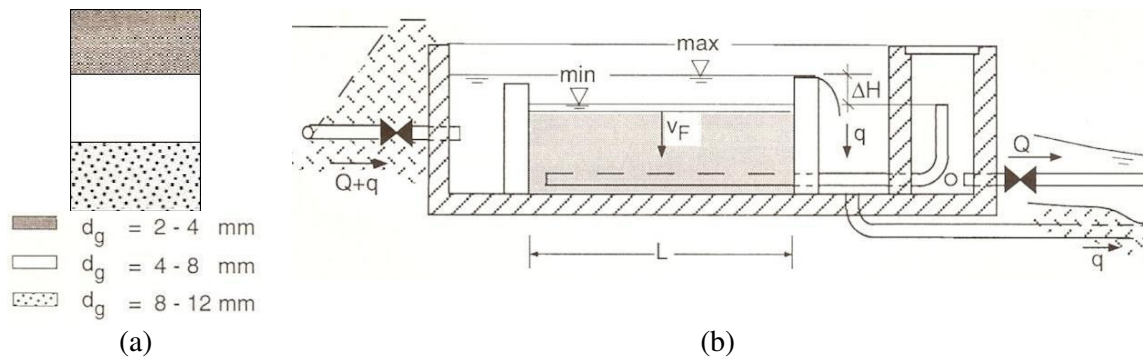


Figura 3.3 – (a) Características do meio filtrante do pré-filtro dinâmico; (b) Esquema de uma unidade de pré-filtração dinâmica (Galvis *et al.*, 1999).

A segunda unidade na FiME, diferentemente da primeira, se caracteriza pelo fato da água afluyente escoar da granulometria mais grossa para a mais fina, desempenhando maior papel no tratamento. No pré-filtro de pedregulho, o escoamento pode ser horizontal ou vertical, esse último descendente ou ascendente. Será dado maior enfoque ao pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente tendo em vista que foi a alternativa de pré-tratamento adotada no presente trabalho.

O pré-filtro horizontal consiste em um tanque retangular, onde a água escoar horizontalmente e na qual têm-se de três a quatro seções, separadas por paredes perfuradas, com material granular de tamanhos diferentes, decrescendo no sentido do escoamento. A Figura 3.4 apresenta um esquema de um pré-filtro de escoamento horizontal.

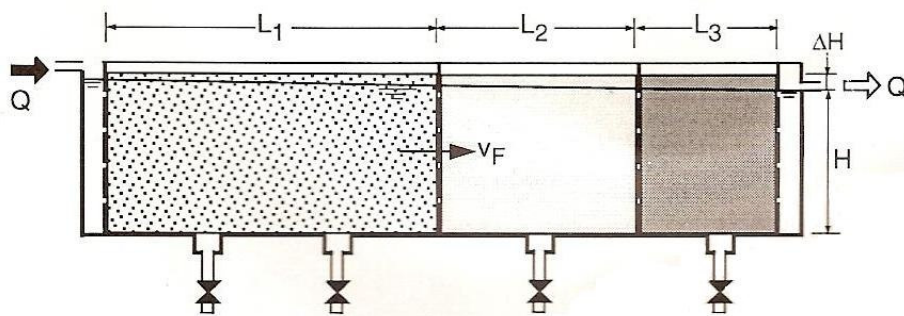


Figura 3.4 – Esquema de uma unidade de pré-filtração horizontal (Wegelin, 1996).

A água afluyente do pré-filtro horizontal verte em uma câmara de entrada, na qual a parte sólida grosseira se sedimenta e o material flutuante é barrado por uma parede. Essa parede possui uma série de orifícios para distribuição do escoamento de água pela seção do filtro.

Após a água atravessar horizontalmente o meio filtrante, a mesma é coletada em uma câmara de saída e encaminhada aos filtros lentos.

Segundo Wegelin (1996), o pré-filtro com escoamento horizontal é utilizado para separar sólidos finos da água que não foram retidos na unidade anterior: caixa de areia, tanque de sedimentação ou pré-filtro dinâmico. Constatou-se que o mecanismo de remoção predominante nesse tipo de filtro é a sedimentação. Os sólidos suspensos sedimentam no topo dos grãos do meio filtrante e, com o tempo, pequenas quantidades desse material se movem para o fundo do filtro. Desse modo, a retenção na parte superior do filtro é restaurada ao mesmo tempo que o meio filtrante é preenchido com material sedimentado (de baixo para cima). Esse mecanismo faz com que esse tipo de pré-filtro tenha grande capacidade de armazenamento de lodo e, conseqüentemente, longa carreira de filtração. Entretanto, o acúmulo de sólidos não é distribuído uniformemente no meio filtrante, sendo registrados acúmulos maiores na região de entrada de cada camada de pedregulho.

A desvantagem da utilização do pré-filtro horizontal é a dificuldade encontrada na limpeza da unidade. A eficiência de limpeza hidráulica dessa unidade foi analisada por Wegelin (1991) em estudo em escala piloto, onde se comparou diferentes sistemas de drenagem de fundo em unidades de pré-filtração com escoamento horizontal e escoamento ascendente. O autor observou que a eficiência de limpeza do pré-filtro com escoamento ascendente é maior do que a do pré-filtro com escoamento horizontal. Segundo Galvis *et al.* (1996), um dos fatores que levam a maior eficiência no processo de limpeza do pré-filtro ascendente em relação ao pré-filtro horizontal é o fato das unidades de escoamento ascendente apresentarem maior volume de água disponível para carrear os sólidos para fora das unidades. A pesquisa mostrou ainda que para a aplicação da filtração em múltiplas etapas, na região do estudo, o pré-filtro de fluxo horizontal obteve um potencial de remoção muito baixo, provavelmente devido a sua baixa eficiência hidráulica. Segundo os autores, o pré-filtro de escoamento horizontal pode ser melhorado por meio do estabelecimento de um melhor comportamento hidráulico.

O pré-filtro de pedregulho com escoamento descendente consiste em um tanque retangular, onde a água é alimentada pela parte superior do leito percola através do meio granular, sendo recolhida pelo sistema de drenagem de fundo. Nessa modalidade de pré-filtração, duas variantes podem ser encontradas: a pré-filtração descendente em camadas e a pré-

filtração descendente em série. No caso do pré-filtro descendente em camadas, o processo ocorre em uma única unidade onde o material decresce com o sentido do fluxo. A água proveniente do sistema de drenagem do pré-filtro descendente em série é então encaminhada para o segundo e depois para o terceiro compartimento, sendo que cada compartimento possui material filtrante com granulometria mais fina. A Figura 3.5 apresenta um esquema de uma unidade de pré-filtração descendente em série.

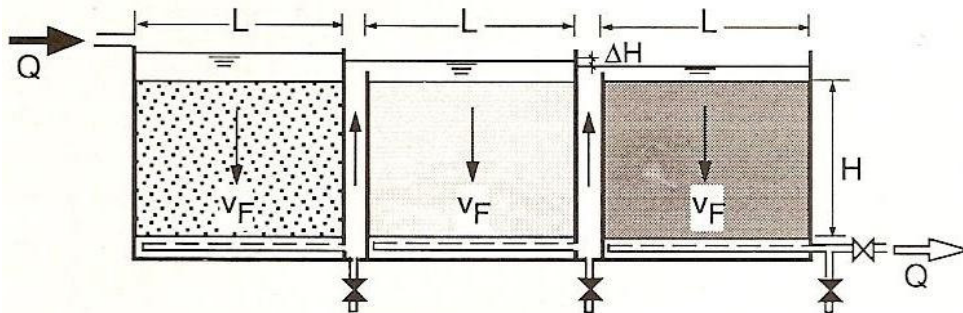


Figura 3.5 – Esquema de uma unidade de pré-filtração descendente em série (Wegelin, 1996).

Segundo Galvis *et al.* (1998), apesar desta unidade apresentar eficiência similar ao do pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente, a facilidade de limpeza do pré-filtro ascendente faz com que esta seja mais apropriada. Isto porque a lavagem dos filtros de pedregulho, independentemente da direção do escoamento do filtro, é realizada por meio de descargas de fundo. Assim, no caso do filtro descendente o material retido nas granulometrias mais grossas na fase de limpeza deverá percolar pelo material de granulometria mais fina, dificultando o processo de limpeza. Esse problema não ocorre no filtro de pedregulho de escoamento ascendente, uma vez que durante o processo de descarga de fundo as impurezas fluem da granulometria mais fina para a mais grossa.

O pré-filtro com escoamento ascendente é composto basicamente, de um filtro retangular, onde a água escoar no sentido ascendente através de um meio filtrante composto de pedregulho cuja granulometria vai decrescendo com a direção do escoamento, utilizam-se taxas de filtração da ordem de 12 a 48 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia. No fundo da unidade, localiza-se o sistema de tubos perfurados que, durante a operação do filtro, têm finalidade de distribuir o fluxo de água e, durante a limpeza hidráulica dos filtros, têm finalidade de drenar a água das descargas de fundo (Di Bernardo *et al.*, 1999).

De acordo com a distribuição de camadas no filtro, podem-se distinguir duas alternativas:

- o pré-filtro ascendente em camadas onde as sub-camadas de pedregulhos de diferentes granulometrias são sobrepostas em uma mesma unidade de filtração;
- o pré-filtro ascendente em série, onde o leito de pedregulho é instalado em duas ou três unidades de filtração, cada uma com uma granulometria predominantemente de pedregulho, decrescente no sentido do fluxo.

As Figuras 3.6 e 3.7 apresentam, respectivamente, o esquema de um pré-filtro ascendente em série e um pré-filtro ascendente em camadas.

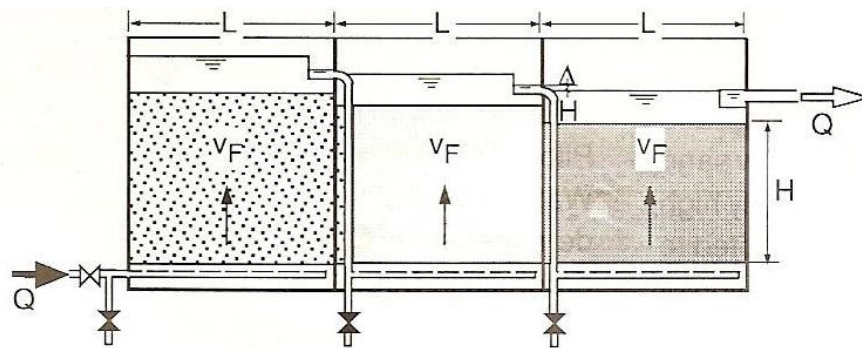


Figura 3.6 – Esquema de uma unidade de pré-filtração ascendente em série (Wegelin, 1996)

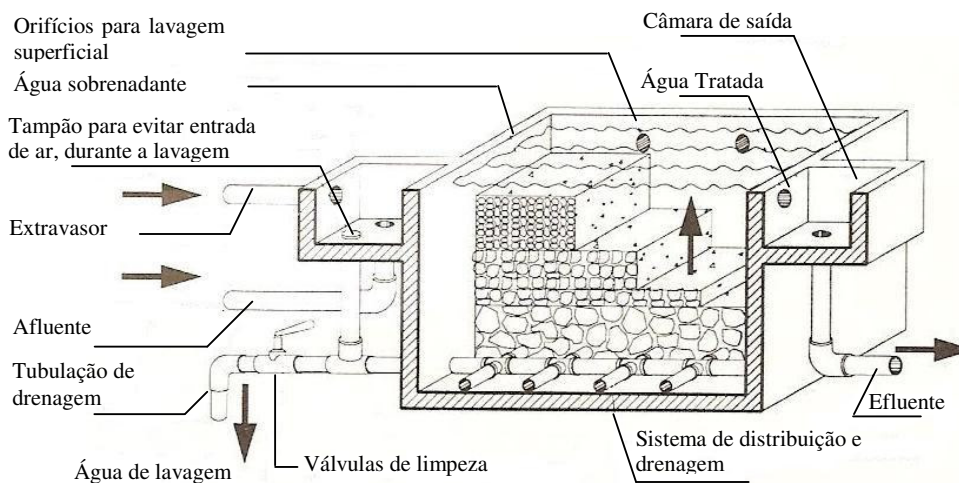


Figura 3.7 – Corte de um pré-filtro ascendente em camadas (Galvis *et al.*, 1999).

Em estudo realizado no CINARA (*Centre Inter-Regional de Abastecimiento y Remoción de Agua*), o desempenho das duas alternativas de pré-filtração ascendente, em série e em

camadas, foi avaliado para água com diferentes níveis de qualidade (Visscher *et al.*, 1996). O pré-filtro com escoamento ascendente em série apresentou sempre melhor eficiência de remoção de impurezas (turbidez, cor verdadeira, sólidos em suspensão e coliformes fecais). Entretanto, para água bruta com menor grau de contaminação, sua superioridade sobre o pré-filtro em camadas foi menos significativa. Segundo esses autores, a decisão de selecionar uma alternativa de pré-tratamento depende tanto da qualidade da água bruta quanto do risco sanitário envolvido.

Quando o risco sanitário é maior, é preferível selecionar o pré-filtro ascendente em série, pois dentro do conceito de múltiplas barreiras, ao se ter um maior número de unidades o sistema apresenta maior eficiência de remoção de microrganismos patogênicos. Na seleção desse tipo de pré-filtro, é necessário considerar também os custos de implantação, uma vez que, o custo do pré-filtro ascendente em série é maior que o do pré-filtro ascendente em camadas. Por outro lado, deve-se levar em conta o fato do meio granular do pré-filtro ascendente em camadas ser mais sujeito a problemas durante as etapas de construção, operação e manutenção, pois existe o risco das camadas do leito se misturarem, trazendo implicações negativas para o processo (Di Bernardo *et al.*, 1999).

Na Tabela 3.3 são apresentados os critérios gerais de dimensionamento de instalações de pré-filtração ascendente em camadas (uma única câmara).

Tabela 3.3 – Critérios de dimensionamento de instalações de pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente em camadas (Di Bernardo *et al.*, 1999).

<b>Parâmetro</b>	<b>Valor recomendado</b>
Taxa de filtração (m/d)	12 a 36
Nº mínimo de unidades em paralelo	2
Altura mínima da lâmina líquida sobre a superfície do meio granular (cm)	20
Taxa mínima de descarga para limpeza (m/d)	400
Espessura das subcamadas e material granular:	
- Suporte	0,25 a 0,35 m; 19,0 a 31,0 mm
- Subcamada inferior	0,2 a 0,3 m; 12,7 a 19,0 mm
- Subcamada intermediária 1	0,2 a 0,3; 6,4 a 12,7 mm
- Subcamada intermediária 2	0,2 a 0,3 m; 3,2 a 6,4 mm
- Subcamada suporte	0,2 a 0,4 m; 1,68 a 3,2 mm

Em um estudo, em escala piloto, realizado pelo CINARA e o IRC (*International Water and Sanitation Center*) que comparou diferentes opções de pré-filtração em pedregulho



(com escoamento horizontal, ascendente e descendente), verificou-se que a filtração ascendente constituía a melhor opção técnica em termos de custos e de comportamento hidráulico (Visscher *et al.*, 1996).

Galvis *et al.* (1996) realizaram estudos comparando sistemas de pré-filtração em pedregulho com escoamento horizontal, horizontal em série e ascendente em série. A comparação incluiu a eficiência de tratamento, o desempenho hidráulico e exigências de operação e manutenção. Durante a investigação, todas as unidades foram operadas com a mesma taxa de filtração (16,8 m/dia) e alimentadas com a mesma água que, durante o período do trabalho, apresentou valores médios de turbidez, sólidos em suspensão e coliformes fecais de, respectivamente, 56UT, 48 mg/L e 3381 UFC/100mL. De acordo com os resultados, o pré-filtro de escoamento ascendente em série provou ser a alternativa de tratamento mais conveniente. Tal alternativa combina bom desempenho com o baixo custo de construção, operação e manutenção, quando comparado à pré-filtração com escoamento horizontal.

Como já foi mencionada anteriormente, a filtração em pedregulho com escoamento ascendente possui a vantagem de favorecer a acumulação de sólidos no fundo do filtro, onde se localiza o sistema de drenagem, facilitando assim a limpeza hidráulica das unidades. Além disso, a direção vertical do fluxo reduz interferências geradas por temperatura ou diferenças de densidade do fluido, melhorando o comportamento hidráulico da unidade, evitando zonas mortas e produzindo períodos de retenção mais homogêneos. Esses fatores influenciam significativamente na eficiência do processo de tratamento (Galvis *et al.*, 1999).

Várias publicações, que apresentam resultados obtidos em unidades pilotos ou em escala real, mostram a aplicabilidade da pré-filtração ascendente como pré-tratamento para águas contendo elevadas concentrações de turbidez e de coliformes. Resultados obtidos em uma instalação demonstrativa, em escala real, instalada em Puerto Mallarino (Colômbia) indicam que uma unidade de pré-filtração ascendente em camadas operando com taxas de 7 a 18 m/dia e meio granular com espessura entre 1 e 1,5m, pode alcançar remoções de turbidez da ordem de 70%, coliformes totais na faixa de 70 a 98% e cor verdadeira entre 10 e 45%. O autor também verificou que, para afluentes com menor nível de contaminação, as eficiências obtidas foram da mesma ordem (Galvis *et al.*, 1999).

O trabalho de Galvis *et al.* (1999) também apresenta resultados obtidos de uma estação em escala real, formada por uma unidade de pré-filtração dinâmica, uma unidade de pré-filtração ascendente em camadas e uma unidade de filtração lenta, localizada em El Retiro (Colômbia), em operação há mais de 6 anos, que trata água do Rio Pance e apresenta teores médios de turbidez de 15UT e coliformes fecais em torno de 7000 NMP/100mL. O pré-filtro ascendente foi operado com taxa de filtração em torno de 15 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia e obteve eficiência média de remoção de turbidez da ordem de 50% e 88,6% de coliformes fecais.

Clarke *et al.* (1996) analisaram o desempenho da filtração em múltiplas etapas utilizando instalação piloto composta por três pré-filtros de pedregulho com escoamento ascendente ligados em série a filtros de areia. O meio filtrante possuía uma profundidade de 0,3m que foi aumentada com seis camadas de mantas de polipropileno colocadas no topo da areia. A eficiência da FiME foi investigada pelo monitoramento da turbidez, sólidos suspensos e o tamanho das partículas. Observou-se uma remoção progressiva de partículas, produzindo água com valores de turbidez geralmente inferiores a 1UT, e inferiores a 5UT para picos de 400UT. Foi verificado também uma eficiência de remoção de *E. coli* da ordem de 99% na FiME.

Analisando os resultados apresentados pelos diversos estudos, verifica-se a superioridade do pré-filtro ascendente sobre as outras unidades de pré-filtração, justificando a utilização dessa unidade no presente trabalho.

### **3.3 – CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS**

#### **3.3.1 - Cianobactérias**

As cianobactérias são organismos microscópicos que apresentam uma combinação de características comuns às algas e às bactérias. Trata-se de microrganismos aeróbicos fotoautotróficos, característica de algas, entretanto, apresentam morfologia de organismos procariontes e, portanto, possuem semelhança bioquímica e estrutural com as bactérias.

As cianobactérias requerem somente água, dióxido de carbono, substâncias inorgânicas e luz para realizarem seus processos vitais. A fotossíntese é seu principal modo de obtenção

de energia para o metabolismo, contudo, existem casos de espécies, em ambiente natural, capazes de sobreviver por longos períodos na escuridão (Mur *et al.*, 1999).

A morfologia básica das cianobactérias compreende formas unicelulares, coloniais e de filamentos multicelulares, podendo estes serem ou não ramificados e portadores ou não de células especializadas. Muitas espécies de cianobactérias possuem vesículas de gás, que são inclusões citoplasmáticas capazes de proporcionar regulação na flutuação. Essas estruturas fornecem às espécies planctônicas um importante mecanismo ecológico, a capacidade de ajustar sua posição vertical na coluna de água (Yoo *et al.*, 1995). Alguns exemplos de cianobactérias são mostrados na Figura 3.8.

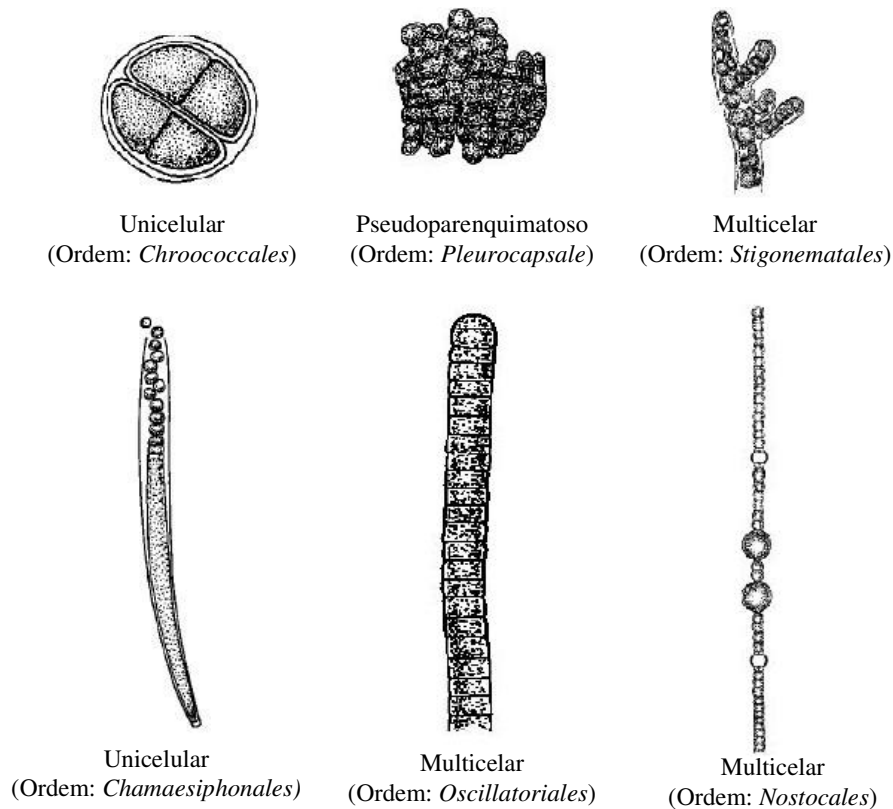


Figura 3.8 – Morfologia básica de cianobactérias (Mur *et al.*, 1999 – modificada).

Além de conterem a clorofila-a, pigmento verde fotossintetizante, as cianobactérias também apresentam ficobilinas que incluem as seguintes classes de pigmentos: ficocianina e a aloficocianona, que conferem o pigmento azulado às cianobactérias, e a ficoeritrina, que fornece o pigmento avermelhado (Carmichael, 1992a, Yoo *et al.*, 1995; Mur *et al.*, 1999).

As ficobilinas atuam como pigmentos auxiliares e em conjunto com a clorofila-a permitem que as cianobactérias absorvam luz em uma ampla banda do espectro visível. Deste modo, esses pigmentos fornecem uma vantagem às cianobactérias em relação a outras espécies fitoplanctônicas, pois permitem que as cianobactérias se desenvolvam em ambientes com baixa intensidade luminosa, sendo assim possível o crescimento das cianobactérias na sombra de outras espécies fitoplanctônicas (Yoo *et al.*, 1995; Mur *et al.*, 1999).

Uma das características marcantes das cianobactérias é a capacidade de crescimento nos mais diferentes meios. Segundo Sivonen e Jones (1999), as cianobactérias predominam em ambientes límnicos e marinhos, podendo florescer em águas salgadas, salobras ou doces, durante estações frias e quentes, e em ambientes onde nenhuma outra microalga possa existir. Entretanto, ambientes de água doce são os mais favoráveis para o crescimento de cianobactérias, visto que a maioria das espécies apresenta um melhor crescimento em águas neutro-alcálinas (pH 6-9), com temperatura de 15 a 30°C e com alta concentração de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, ou seja, ambientes eutróficos (Carmichael, 1994, Azevedo e Brandão, 2003).

Outra característica bastante peculiar de algumas cianobactérias é a capacidade de fixação de nitrogênio do ar e a formação de um estoque de nitrogênio quando o nitrogênio dissolvido na água encontra-se escasso. O processo de fixação do nitrogênio ocorre, sob condições de boa oxigenação da água, no interior do heterocito, uma célula de parede espessa. Devido a essa propriedade, a possibilidade do florescimento de cianobactérias em ambientes pobres em nitrogênio aumenta, conforme registro da ocorrência desses microrganismos nos lagos alpinos na Suíça, que apresentam águas relativamente limpas (Yoo *et al.*, 1995; Sivonen e Jones, 1999).

O uso dos ambientes aquáticos como receptores de efluentes produzidos pelas diferentes atividades humanas, tanto industriais como domésticas e agropecuárias, tem levado à introdução de nutrientes na água, o que possibilita a ocorrência de acelerado processo de eutrofização.

A eutrofização artificial produz mudanças na qualidade da água incluindo: a redução do oxigênio dissolvido, a redução da biodiversidade aquática, a perda das qualidades estéticas

do corpo d'água, a morte extensiva de peixes e o aumento da incidência de florações de microalgas e cianobactérias, com conseqüências negativas sobre a eficiência e custo do tratamento da água de abastecimento além de conseqüências relacionadas à saúde pública (Azevedo e Brandão, 2003).

Outra ação humana que favorece a ocorrência das florações de algas é a construção de barragens, pois a passagem do meio aquático de lótico para lântico cria condições que facilitam o desenvolvimento de cianobactérias (Yoo *et al.*, 1995; Bartram *et al.*, 1999).

Uma rápida resposta que ocorre com a eutrofização é dada pela comunidade fitoplanctônica que passa a apresentar uma redução na diversidade de espécies, porém com um aumento considerável da biomassa das espécies presentes. Nesses ambientes, tem sido observado um aumento da dominância de espécies de cianobactérias tóxicas, já que os consumidores primários (microcrustáceos, larvas de peixes, moluscos, etc) irão preferir consumir microalgas não tóxicas e com maior valor nutricional ao invés de cianobactérias produtoras de toxinas. Conseqüentemente, tem sido mais comum a ocorrência de florações de cianobactérias, principalmente próximo aos centros urbanos (Azevedo *et al.*, 1994).

O grande problema relativo à presença das cianobactérias em mananciais é representado pela possibilidade de certas espécies serem potenciais produtoras de substâncias tóxicas, denominadas cianotoxinas, que podem causar grave risco à saúde humana como também à de animais. Outro problema constatado é o odor e o gosto que são conferidos à água, ocasionados principalmente por compostos como MIB (metilisoborneol) e geosmina, geralmente detectados em florações de cianobactérias.

Com o objetivo de monitorar as cianobactérias em mananciais com uso para abastecimento público, a Portaria nº 518 do Ministério da Saúde (Brasil, 2004) estabelece em seu capítulo 5, artigo 19, inciso 1 que “*o monitoramento de cianobactérias na água do manancial, no ponto de captação, deve obedecer freqüência mensal, quando o número de cianobactérias não exceder 10.000 células/mL (ou 1 mm<sup>3</sup>/L de biovolume), e semanal, quando o número de cinobactérias exceder este valor.*”

A Figura 3.9 apresenta alguns gêneros de cianobactérias potencialmente produtoras de cianotoxinas.

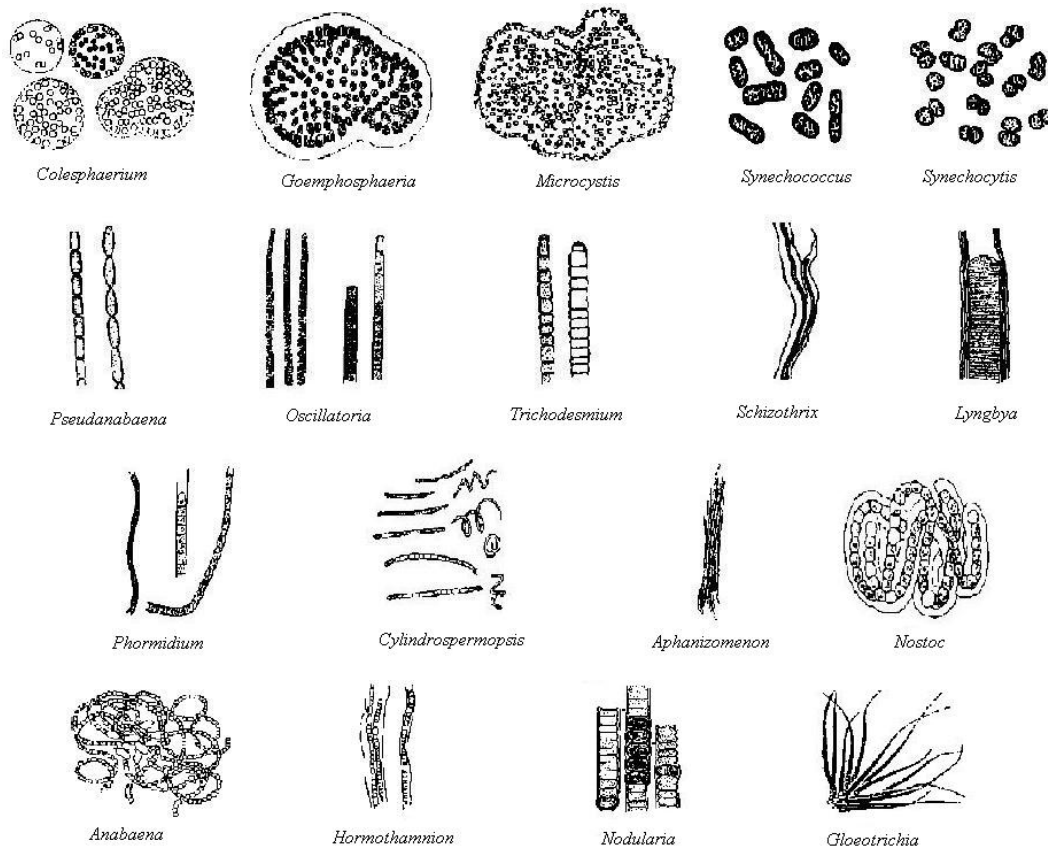


Figura 3.9 – Gêneros de cianobactérias potencialmente tóxicas (Lawton *et al.*, 1999 - modificada).

### 3.3.2 – Cianotoxinas

As cianobactérias podem produzir uma variedade de metabólitos secundários, entre eles, compostos que agem como hormônios, antibióticos e toxinas. Essas toxinas, que são conhecidas como cianotoxinas, possuem efeitos prejudiciais aos tecidos, células e organismos. Embora ainda não estejam devidamente esclarecidas as causas da produção dessas toxinas, têm-se assumido que esses compostos tenham função protetora contra herbívoros, como acontece com alguns metabólitos de plantas vasculares (Carmichael, 1992b).

Vale destacar que nem todas as cianobactérias produzem toxinas. As populações de cianobactérias podem ser dominadas por uma única espécie, ou podem ser compostas por várias espécies, algumas das quais podem não ser tóxicas. Mesmo em uma floração com dominância de uma espécie, pode haver uma mistura de cepas tóxicas e não-tóxicas. Além disso, um mesmo gênero, ou até uma mesma espécie, pode produzir mais de um tipo de

toxina (Sivonen e Jones, 1999). Um exemplo de cianobactéria que possui essa propriedade é a *Cylindrospermopsis* que pode produzir saxitoxinas ou cilindrospermopsinas.

As cianotoxinas são compostos intracelular ou particulados, ou seja, são produzidas e armazenadas no interior das células viáveis de cianobactérias. A liberação das cianotoxinas para o meio aquático, para formação da toxina dissolvida, ocorre principalmente durante o processo de senescência, morte e lise das células, ao invés de uma contínua excreção dos compostos (Sivonen e Jones, 1999).

De acordo com suas estruturas químicas, as cianotoxinas podem ser incluídas em três grandes grupos: os peptídeos cíclicos, os alcalóides e os lipopolissacarídeos. As cianotoxinas também podem ser agrupadas de acordo com seu modo de toxicidade, as principais classes de cianotoxinas são: neurotoxinas, hepatoxinas e dermatoxinas.

A Tabela 3.4 apresenta um resumo das substâncias tóxicas específicas produzidas pelas cianobactérias, identificando os diferentes gêneros de cianobactérias produtoras e os principais órgãos humanos afetados.

Tabela 3.4 – Aspectos gerais das cianotoxinas (Sivonen e Jones, 1999).

<b>Grupo de toxinas</b>	<b>Órgãos afetados</b>	<b>Gênero da cianobactéria</b>
<b>- Peptídeos cíclicos</b>		
Microcistinas	Fígado	<i>Microcystis, Anabaena, Planktothrix (= Oscillatoria), Nostoc, Hapalosiphon, Anabaenopsis</i>
Nodularinas	Fígado	<i>Nodularia</i>
<b>- Alcalóides</b>		
Anatoxina-a	Sinapse nervosa	<i>Anabaena, Aphanizomenon, Planktothrix (= Oscillatoria)</i>
Anatoxina-a (s)	Sinapse nervosa	<i>Anabaena</i>
Aplisiatoxina	Pele	<i>Lyngbya, Schizothrix, Planktothrix (= Oscillatoria),</i>
Cilindrospermopsina	Fígado	<i>Cylindrospermopsis, Aphanizomenon, Umezakia</i>
Lingbiatoxina	Pele, trato gastro-intestinal	<i>Lyngbya</i>
Saxitoxinas	Axônio da célula nervosa	<i>Anabaena, Aphanizomenon, Lyngbya, Cylindrospermopsis</i>
<b>- Lipopolissaxarídeos (LPS)</b>	Irritante potencial; afeta alguns tecidos expostos	Todos

### 3.3.2.1 – Hepatotoxinas

As hepatotoxinas são responsáveis pela maioria das intoxicações causadas por cianobactérias. Apresentam uma ação mais lenta que as neurotoxinas, mas podem causar a morte num intervalo de poucas horas a poucos dias. As espécies já identificadas como produtoras dessas hepatotoxinas pertencem aos gêneros *Microcystis*, *Anabaena*, *Nodularia*, *Oscillatoria*, *Nostoc* e *Cylindrospermopsis* (Carmichael, 1992b).

As toxinas pertencentes ao grupo hepatotoxinas podem ser divididas em: peptídeos cíclicos (microcistinas e nodularinas) e alcalóide hepatotóxico descoberto mais recentemente, denominado de cilindrospermopsina. As hepatotoxinas peptídicas já caracterizadas são os heptapeptídeos cíclicos (cadeia com sete aminoácidos) conhecidos como microcistinas e os pentapeptídeos cíclicos (cadeia com cinco aminoácidos) designados nodularinas.

A toxicidade da microcistina-LR, a mais tóxica dentre as variantes de microcistinas, em camundongos apresenta DL<sub>50</sub> (i.p.) entre 25 a 150 µg/kg de peso corpóreo e entre 5.000 e 10.900 µg/kg de peso corpóreo por administração oral (Kuiper-Goodman *et al.*, 1999).

As nodularinas foram primeiramente identificadas na espécie *Nodularia spumigea* (Carmichael, 1992b). A estrutura química desta toxina é bastante semelhante à das microcistinas. Segundo Rinehart *et al.* (1997) *apud* Azevedo e Brandão, 2003), a DL<sub>50</sub> (i.p.) em camundongos varia entre 50 e 200 µg/kg de peso corpóreo.

De acordo com Carmichael (1994), as hepatotoxinas peptídicas promovem a diminuição dos hepatócitos (células do fígado) e conseqüente perda do contato célula-célula dos capilares sinusoidais. Deste modo, o fígado perde seu arranjo ideal de células e surgem lesões internas graves, como hemorragia, pois a perda do contato entre as células cria espaços internos que são preenchidos pelo sangue que passa a fluir dos capilares para estes locais.

Os sinais clínicos de intoxicação por hepatotoxinas em animais são: fraqueza, anorexia, vômito, extremidades do corpo frias, palidez e diarreia (Carmichael, 1992b e 1994). Além disso, tem sido demonstrado que várias microcistinas e nodularinas são potentes inibidores



de proteínas fosfatases tipo 1 a 2A de células eucariontes. Essas toxinas são agora reconhecidas como potentes promotores de tumores hepáticos (Carmichael, 1994).

Segundo Sivones e Jones (1999), a cilindropermopsina é um alcalóide guanidínico cíclico hepatotóxico que foi isolado de três espécies de cianobactérias: *Cylindropermopsis raciborskii*, *Umezaki natans* e *Aphanizomenon ovalisporum*. Seu mecanismo de ação se dá por inibição da síntese protéica principalmente no fígado, contudo apresentam também efeitos citotóxicos nos rins, baço, timo (glândula vascular), pulmão, coração e outros órgãos.

A cilindropermopsina é uma toxina de ação lenta, requerendo de cinco a sete dias para produzir seu efeito tóxico máximo. Em camundongos a DL<sub>50</sub> (i.p.) após 24 horas é de 2.100 µg/kg de peso corpóreo, enquanto que após cinco a seis dias a DL<sub>50</sub> (i.p.) passa a ser de 200 µg/kg de peso corpóreo (Ohtani *et al.*, 1992 *apud* Kuiper-Goodman *et al.*, 1999). Segundo Seawright *et al.* (1999), a DL<sub>50</sub> por administração oral varia entre 4.400 a 6.900 µg/kg.

#### 3.3.2.2 – Dermotoxinas

A cianobactéria marinha *Lyngbya majuscula* libera cianotoxinas que causam irritações cutâneas agudas (eritema, bolhas e escamação) em períodos de mais de 12 horas de exposição a essa cianobactéria (Kuiper-Goodman *et al.*, 1999). Também existe um grupo de cianotoxinas chamado lipopolissacarídeos (LPS), que estão presentes em todas as cianobactérias, e que causam irritações cutâneas.

#### 3.3.2.3 - Neurotoxinas

As neurotoxinas, grupo de alcalóides ou organofosforados, representam um grupo de cianotoxinas que agem sobre o sistema nervoso central, podendo ser produzidas por espécies e cepas incluídas nos seguintes gêneros: *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Oscillatoria* e *Trichodesmium* (Carmichael, 1992a e 1992b).

Segundo vários autores (Carmichael, 1992a e 1992b; Sivonen e Jones, 1999; entre outros), as neurotoxinas já identificadas podem ser agrupadas em três famílias:

- Anatoxina-a e homoanatoxina-a produzidas pela espécie *Anabaena flos-aquae*, *Aphanizomenon flos-aquae* e *Oscillatoria* sp.;
- Anatoxina-a(s) produzida pela espécie *Anabaena flos-aquae*;
- Saxitoxinas, também conhecida como toxinas do tipo PSP (*Paralytic Shellfish Poisons*), produzida pelos gêneros *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Lyngbya* e *Cylindrospermopsis*, e por certos microrganismos marinhos.

A anatoxina-a é um alcalóide neurotóxico e foi a primeira toxina de cianobactéria a ser quimicamente e funcionalmente definida. Esse alcalóide neurotóxico age como um potente bloqueador neuromuscular pós-sináptico de receptores nicotínicos e colinérgicos (Carmichael, 1992a e 1992b). Segundo Carmichael (1994), esta toxina quando entra no metabolismo animal age de modo a simular a ação do neurotransmissor acetilcolina, responsável pela transmissão de impulsos nervosos até as células dos músculos para estimular a contração.

A ação da anatoxina-a pode chegar a ser letal, pois por não ser degradada pela acetilcolinesterase, nem por outra enzima de células eucarióticas, permanece disponível e promove uma intensa excitação das células musculares, podendo induzir a uma exaustão muscular, seguida por fadiga e paralisia dos músculos. Se os músculos do sistema respiratório forem afetados pode levar a convulsão (falta de oxigênio no cérebro) seguida de morte por asfixia.

De acordo com Carmichael (1992b), a dose letal que causa morte de 50% da população de camundongos (DL<sub>50</sub>) exposta à anatoxina-a, via intraperitonal (i.p.), é de 200 µg/kg de peso corpóreo, com um tempo de sobrevivência de minutos.

A anatoxina-a(s) é um organofosforado natural e tem um mecanismo de ação semelhante à anatoxina-a, pois inibe a ação da acetilcolinesterase, impedindo a degradação da acetilcolina ligada aos receptores. Inicialmente, a anatoxina-a(s) aparentou ser uma variante da anatoxina-a, devido à intensa salivação observada em animais intoxicados por esta neurotoxina, ela foi denominada anatoxina-a(s). Entretanto, posteriormente foi

demonstrado que a anatoxina-a(s) difere da anatoxina-a tanto em sua estrutura química como no desenvolvimento de outros sintomas (Carmichael, 1994).

Análises clínicas demonstram que a DL<sub>50</sub> (i.p.) de anatoxina-a(s) em camundongos é de 20 µg/kg de peso corpóreo e, portanto, dez vezes mais potente que a anatoxina-a, porém não há registro de intoxicação humana por esta toxina (Carmichael, 1992a; 1992b e 1994). Devido à pouca ocorrência deste tipo de neurotoxina, ainda não foi estabelecido um limite máximo aceitável para o consumo oral humano. Entretanto, no Brasil já foi confirmada a inibição de acetilcolinesterase por florações de *Anabaena spiroides*, no Rio Grande do Sul (Monserrat *et al.*, 2001 *apud* Azevedo e Brandão, 2003).

As saxitoxinas são um grupo de alcalóides neurotóxicos carbamatos também conhecidos como “toxinas paralisantes de mariscos” (toxinas do tipo PSP) que são produzidas por algumas cianobactérias, mas foram primeiramente isoladas de dinoflagelados marinhos responsáveis pela ocorrência de marés vermelhas.

Essas neurotoxinas podem ser classificadas em função do número de grupamentos sulfato presente na molécula em: toxina não-sulfatadas (saxitoxinas - STX), com um único grupamento sulfato (goniautoxinas - GTX), ou com dois grupamentos sulfato (C-toxinas). Além dessas, estruturas com grupamentos decarbamoil (dcSTX ou dcGTX) e novas toxinas relacionadas têm sido isoladas e identificadas (Sivonen e Jones, 1999).

As saxitoxinas agem nas membranas dos axônios nervosos inibindo a condução nervosa por bloqueamento dos canais de sódio, afetando a permeabilidade ao potássio ou a resistência das membranas. Os sinais clínicos de intoxicação incluem tontura, adormecimento da boca e extremidades, fraqueza muscular, náusea, vômito, sede e taquicardia (Carmichael, 1994; Kuiper-Goodman *et al.*, 1999). A toxicidade desse grupo de toxinas varia bastante, sendo a saxitoxina (STX) a mais potente (Tabela 3.5). A DL<sub>50</sub> (i.p.) em camundongos machos para saxitoxina purificada é de 10 µg/kg de peso corpóreo, enquanto que por consumo oral a DL<sub>50</sub> é de aproximadamente 263 µg/kg de peso corpóreo (Sivonen e Jones, 1999; Kuiper-Goodman *et al.*, 1999).

A Figura 3.10 apresenta a estrutura geral das saxitoxinas. As variantes das saxitoxinas são formadas pela substituição dos radicais R1, R2, R3, R4 e R5 destacados na Figura 3.10 pelos grupos químicos listados na Tabela 3.5.

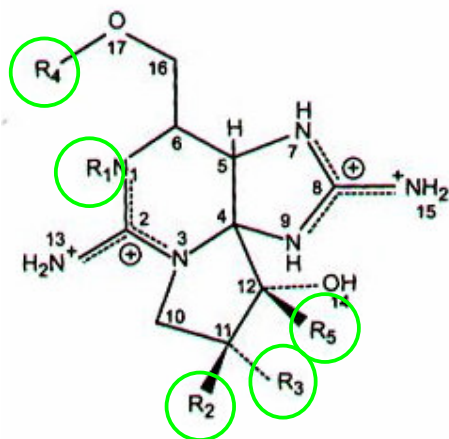


Figura 3.10 – Estrutura geral das saxitoxinas (Sivonen e Jones, 1999)

Tabela 3.5 – Tipos de saxitoxinas (Sivonen e Jones, 1999 – modificada).

Nome da toxina	Grupos químicos variáveis nas saxitoxinas					Toxicidade relativa*
	R1	R2	R3	R4	R5	
STX	H	H	H	CONH <sub>2</sub>	OH	1
GTX-2	H	H	OSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	CONH <sub>2</sub>	OH	0,359
GTX-3	H	OSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	H	CONH <sub>2</sub>	OH	0,638
GTX-5	H	H	H	CONHSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	OH	0,064
C1	H	H	OSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	CONHSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	OH	0,006
C2	H	OSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	H	CONHSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	OH	0,096
neoSTX	OH	H	H	CONH <sub>2</sub>	OH	0,924
GTX-1	OH	H	OSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	CONH <sub>2</sub>	OH	0,994
GTX-4	OH	OSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	H	CONH <sub>2</sub>	OH	0,726
GTX-6	OH	H	H	CONHSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	OH	-
dcSTX	H	H	H	H	OH	0,513
dcGTX-2	H	H	OSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	H	OH	0,651
dcGTX-3	H	OSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	H	H	OH	0,754

STX: saxitoxina      neoSTX: neosaxitoxina      dcGTX: decarbamoilgoniautoxinas  
GTX: goniautoxinas      dcSTX: decarbamoilsaxitoxinas      C: C-toxinas  
\* dados de toxicidade relativa baseados em Oshima (1995)

Estudos realizados por Jones e Negri (1997), em um ambiente escuro com temperatura ambiente, indicaram que as saxitoxinas sofrem uma série de lentas reações de hidrólise. As C-toxinas degradam-se formando as goniautoxinas (GTXs); enquanto que estas junto com as saxitoxinas (STX) e as dcGTXs se transformam em um produto não tóxico ainda não identificado. O tempo médio das reações de degradação dura em torno de 1 a 10 semanas, necessitando de mais de 3 meses para ocorrer mais de 90% da degradação das saxitoxinas.

Como as goniautoxinas são mais tóxicas que a C-toxinas, por um fator de 10 a 100, a toxicidade irá inicialmente aumentar, durante as primeiras semanas, período onde ocorrerá a transformação de C-toxinas em GTX e, somente decairá após 2 a 3 meses.

### **3.3.3 – Métodos de detecção de saxitoxinas**

Existem diversos métodos utilizados para detectar e quantificar cianotoxinas na água e em células de cianobactérias. Esses métodos podem variar bastante, tanto no grau de sofisticação quanto com relação ao tipo de informação que fornecem. Métodos relativamente simples e com baixo custo podem ser empregados para avaliar rapidamente o risco potencial e permitir que decisões sejam tomadas. Em contraste, técnicas analíticas altamente sofisticadas podem ser aplicadas para determinar precisamente o tipo e quantidade de cianotoxinas. A escolha da metodologia a ser empregada dependerá da disponibilidade de equipamentos e de profissionais treinados, assim como do tipo de informação que se deseja obter. Além disso, a seletividade e sensibilidade são parâmetros importantes que devem ser levados em consideração na seleção de métodos para análise de cianotoxinas (Harada *et al.*, 1999).

Face à grande diversidade, as cianotoxinas apresentam graus variados de facilidade na identificação, por meio de diversos métodos laboratoriais. A microcistina é a mais facilmente identificável, enquanto que as saxitoxinas e as cilindrospermopsinas são as mais difíceis. Os principais métodos de detecção de saxitoxinas, que é a toxina investigada no presente trabalho, são os bioensaios, o ELISA e a cromatografia líquida.

Os bioensaios são baseados na bioatividade das toxinas, como por exemplo, hepatotoxicidade, neurotoxicidade, atividade enzimática e interações imunológicas. Destes, o bioensaio em camundongos tem sido o mais utilizado na determinação da toxicidade de florações. Carmichael (1992b) destaca algumas vantagens desse método: facilidade de realização (no caso do laboratório ter condições de manter um biotério), possui baixo custo, além de fornecer uma rápida resposta, já que o teste pode detectar características qualitativas e quantitativas da toxina presente na amostra em poucas horas.

O bioensaio consiste na injeção intraperitoneal (i.p.) no camundongo de uma amostra com o material obtido da lise de cianobactérias. O animal permanece em observação por um

período de geralmente 24 horas, que pode ser estendido para sete dias, quando há suspeita da presença de cilindrospermopsina. Após o período da observação, é realizada uma autópsia no tecido do animal. De acordo com os sintomas observados no período e com os resultados da autópsia identifica-se a cianotoxina presente.

No entanto, este método apresenta algumas desvantagens, tais como: ineficiência para detecção de baixas concentrações de toxinas; dificuldade na distinção entre as diferentes variantes de cianotoxinas; e, a ação mais rápida de uma cianotoxina pode ocultar o efeito de outras também presentes na água. Além disso, existe o desejo de se minimizar a utilização de animais para testes laboratoriais, principalmente os mamíferos (Carmichael, 1992b; Yoo *et al.*, 1995; Harada *et al.*, 1999).

O ELISA (*Enzyme Linked Immuno Sorbent Assay*) é uma técnica de detecção imunológica de fácil operação, rápido resultado e que confere uma grande sensibilidade, principalmente para as microcistinas, por possibilitar a detecção de valores muito baixos (Harada *et al.*, 1999). Com relação a detecção de saxitoxinas, os *kits* ELISA desenvolvidos são capazes de detectar saxitoxinas em tecidos de mariscos. Esse método será apresentado com mais detalhes no Capítulo 4 - Metodologia.

De acordo com Oshima (1995), o método analítico mais comumente utilizado para detecção de saxitoxinas é a cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE) com derivatização pós-coluna e detecção de fluorescência. Esse método envolve a oxidação das toxinas, produzindo derivados fluorescentes. A capacidade das saxitoxinas serem facilmente convertidas a derivados fluorescentes é a base desse método. Embora esse método, atualmente, seja o mais satisfatório, ele requer a utilização de três fases móveis diferentes para que se possam analisar as saxitoxinas. Esse método também será apresentado com mais detalhes no Capítulo 4 - Metodologia.

De fato a CLAE é o método quantitativo mais usado também para detecção de microcistinas e cilindrospermopsinas, nesse caso utiliza-se o detector UV (Azevedo e Magalhães, 2006).

### **3.3.4 – Ocorrência de florações de cianobactérias e evidências de intoxicações humanas por cianobactérias**

A presença de cianotoxinas nos corpos d'água representa problema prioritariamente de saúde pública. A intoxicação por cianotoxinas ocorre principalmente por via oral e cutânea, através do consumo de água, ingestão de pescados contaminados e durante atividades recreacionais em corpos d'água. Entretanto, existem casos de exposição às cianotoxinas pela inalação (durante o banho e em certas atividades esportivas na água), por via intravenosa (hemodiálise) e pela alimentação direta de cianobactérias, pois em alguns países a dieta da população inclui algas e cianobactérias (Kuiper-Goodman *et al.*, 1994; Falconer *et al.*, 1999).

O primeiro caso de intoxicação por cianobactérias foi publicado em 1878, na revista *Nature*, por George Francis. Nesta publicação o autor relata uma floração da cianobactéria *Nodularia spumigena* no lago Alexandria, no Sul da Austrália, que provocou a morte de ovelhas, cavalos, porcos e cães (Carmichael, 1994; Falconer, 1996).

As intoxicações de populações pelo consumo oral de água contaminada por cepas tóxicas de cianobactérias já foram registradas em países dos diferentes continentes, como Austrália, Inglaterra, China e África do Sul (Falconer, 1994). Entretanto, observa-se uma grande dominância de relatos em países do hemisfério norte, certamente devido ao maior interesse e investimentos nesta linha de pesquisa e conseqüente preocupação com o potencial de intoxicação das cianobactérias (Azevedo e Brandão, 2003).

Em termos globais, dos casos registrados, observa-se que as florações de cianobactérias hepatotóxicas são mais freqüentemente relatadas do que as cianobactérias neurotóxicas, sendo descrita sua presença em todos os continentes e em quase todos locais onde se realizaram a coleta e análise de amostras. Contudo, a ocorrência de florações de cianobactérias neurotóxicas é comum em algumas localidades (América do Norte, Europa e Austrália) havendo registros de intoxicações de animais (Sivonen e Jones, 1999).

Com relação ao Brasil, o trabalho de Teixeira *et al.* (1993) descreve uma forte evidência de correlação entre a ocorrência de florações de cianobactérias, no reservatório de Itaparica (Bahia) e a morte de 88 pessoas, entre as mais de 2.000 intoxicadas, pelo consumo de água

do reservatório, entre março e abril de 1988. A epidemia ocorreu logo após o alagamento do reservatório de Itaparica e teve duração de aproximadamente dois meses. A análise da água revelou a presença de cianobactérias dos gêneros *Anabaena* e *Microcystis*, porém não foram realizadas análises nos órgãos das pessoas intoxicadas para confirmar a origem da epidemia.

Entretanto, o primeiro caso confirmado de mortes humanas causadas por intoxicação por cianotoxinas ocorreu no início de 1996, em Caruaru (PE), quando 130 pacientes renais crônicos, após terem sido submetidos a sessões de hemodiálise passaram a apresentar sintomas de grave hepatotoxicose. Desses 130 pacientes cerca de 60 vieram a falecer até 10 meses após o início dos sintomas. A água tratada que abastecia a clínica de hemodiálise passava pelos seguintes de tratamento: filtração em coluna com areia, carvão ativado e resina de troca iônica e por fim atravessava um filtro de microporo. Contudo, durante a época da estiagem, a clínica não recebeu água tratada da ETA municipal e sim de caminhões pipas. O único processo pelo qual a água dos caminhões era submetida anteriormente aos processos usuais de tratamento na clínica era a desinfecção com altas doses de cloro livre (Pouria *et al.*, 1998).

Deste modo, pode-se supor que as células das cianobactérias se rompiam com o tratamento químico, liberando suas toxinas que não eram adsorvidas no filtro de carvão ativado, pois esse já se encontrava saturado, e necessitando de regeneração. Análises laboratoriais confirmaram a presença de microcistina no carvão ativado, bem como no sangue e no fígado dos pacientes intoxicados. Além disso, contagens das amostras de fitoplâncton do reservatório que abastecia a cidade demonstraram uma dominância de gêneros de cianobactérias comumente relacionados com a produção de cianotoxinas. De acordo com Kuiper-Goodman *et al.* (1999), os dados biológicos e químicos disponíveis sustentam a hipótese de que as microcistinas presentes na água de abastecimento foram a principal causa da morte dos pacientes na clínica de hemodiálise.

Embora casos fatais como esse sejam raros, a toxicidade proveniente de florações de cianobactérias tem provocado graves doenças em humanos, tais como disfunções gastrointestinais e neurológicas. Apesar dos efeitos praticamente imediatos e intensos de uma intoxicação por hepatotoxinas em altas concentrações, deve-se atentar para casos de ingestão de pequenas quantidades dessas cianotoxinas por longos períodos. A exposição



prolongada deve ser considerada como um sério risco à saúde uma vez que há evidências de que as microcistinas são potenciais promotoras de tumores, assim o consumo continuado de pequenas doses de hepatotoxinas pode levar a uma maior incidência de câncer hepático na população exposta (Azevedo e Brandão, 2003).

O estudo de Azevedo *et al.* (1994) descreve o primeiro caso relatado da presença de microcistina (hepatotoxina) nos reservatórios brasileiros. Foi observado que uma colônia de cianobactérias da espécie *Microcystis aeruginosa*, extraída da Lagoa das Graças, no estado de São Paulo, produziu duas variantes da microcistina: microcistina-LR e microcistina-LF.

Já a primeira evidência da ocorrência, no Brasil e também nos países na América do Sul, de cianotoxinas do grupo PSPs (neurotoxina), produzidas por cianobactéria, foi relatado por Lagos *et al.* (1999). De acordo com os autores, foi observada a produção de saxitoxinas por cepas de *Cylindrospermopsis raciborskii* extraídas de mananciais do estado de São Paulo.

Sant'Anna e Azevedo, em 2000, publicaram uma compilação de dados de estudos sobre cianobactérias potencialmente tóxicas e sua distribuição geográfica no território brasileiro. De acordo com o trabalho, todas as regiões da federação apresentam ocorrências de cianobactérias, entretanto esses valores representam somente os casos registrados na literatura específica. Certos estados como São Paulo e Rio Grande do Sul, apresentaram elevado índice de ocorrências dessas florações, contudo muitos outros estados estão apresentando graves problemas de florações de cianobactérias sem serem devidamente registrados.

Os dados utilizados na pesquisa de Sant'Anna e Azevedo (2000) foram divididos em dois grupos: dados da região tropical e da subtropical. Os resultados mostram que a maioria das cianobactérias tóxicas distribui-se concomitantemente nas regiões tropicais e subtropicais do país. Como exceções têm-se a *Coelosphaerium*, a *Kuetzingianom*, a *Microcystis botrys* e a *Synechocystis salina* que foram detectadas, somente em áreas tropicais, e a *Nodularia spumigena* que se concentrou apenas nas áreas subtropicais. A espécie *Microcystis aeruginosa* apresentou o maior número de ocorrência no Brasil, além de possuir uma ampla distribuição nos estados brasileiros. Entretanto, estudos mais recentes têm revelado

o aumento da presença de *Cylindrospermopsis raciborskii* (produtora das PSPs) em diferentes regiões brasileiras (Chellapa e Costa, 2003; Carvalho *et al.*, 1999; Silvestre *et al.*, 1999; Yunes *et al.*, 2003; Molica *et al.*, 2005).

Pesquisas realizadas no reservatório de Gargalheiras, da cidade de Acari (RN), entre novembro de 1999 e maio de 2000, revelaram que o reservatório apresentava característica de manancial eutrófico a hipertrófico com dominância de cianobactérias *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Raphidiopsis curvata*, *Microcystis aeruginosa* e *Oscillatoria* sp., durante o período de estiagem e nos períodos de chuva ocorria o predomínio de clorófitas (Chepalla e Costa, 2003).

Sabe-se que a maior parte do Estado de Pernambuco possui características que favorecem o crescimento desses organismos: águas eutrofizadas, altas temperaturas, sol intenso e poucas chuvas, várias pesquisas comprovam essa condição. Estudos realizados por Carvalho *et al.* (1999) visando mapear a ocorrência de cianobactéria *Cylindrospermopsis* nas três sub-regiões do Estado de Pernambuco (Zona da Mata, Agreste e Sertão), verificou a proliferação dessa cianobactéria nos mananciais do Sertão devido as condições climáticas favoráveis, ao longo de todo o ano. Na Zona da Mata, as florações de *Cylindrospermopsis* são determinadas pela eutrofização dos mananciais. De forma a complementar o estudo realizado por Carvalho *et al.* (1999), Silvestre *et al.* (1999) monitoraram a ocorrência de florações tóxicas de cianobactérias de *Cylindrospermopsis* no Estado, tanto do ponto de vista da análise quantitativa das populações em florações, como detecção de cianotoxinas. Foi constatada a presença de elevadas quantidades de *Cylindrospermopsis* e cianotoxinas em alguns mananciais pesquisados. Em estudo realizado por Molica *et al.* (2005) no reservatório de abastecimento da cidade de Recife (reservatório Tapacurá) observou-se a presença de saxitoxinas durante a floração de *A. spiroides* e *C. raciborskii*.

Yunes *et al.* (2003) relatam também a ocorrência de florações tóxicas de *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Anabaena spiroides* na região sul do Brasil. De acordo com os autores, florações de *Cylindrospermopsis* têm substituído as florações sazonais de outras cianobactérias (*Microcystis*, *Aphanizomenon*, *Anabaena*) por ocorrências permanentes em ambientes com acumulação de água (represas, diques, barragens).

A utilização de algicidas, principalmente sulfato de cobre, em reservatórios é uma das formas mais utilizadas para combater o crescimento de cianobactérias. Contudo, esse método provoca a lise desses organismos, liberando toxinas para a massa d'água, o que provoca um aumento acentuado da concentração da toxina extracelular e, conseqüentemente, pode causar intoxicações agudas (Hart *et al.*, 1998). Além disso, conforme Hrudey e Lambert (1994), a utilização de sulfato de cobre possui outros efeitos negativos, tais como: diminuição do oxigênio dissolvido na água devido a decomposição do citoplasma liberado pelas células mortas; acelerado reciclo de fósforo do fundo dos corpos d'água; e, restabelecimento da população de cianobactérias dentro de 7 a 21 dias. Existem também evidências de intoxicações humanas associadas às florações de cianobactérias quando foram utilizados algicidas nos reservatórios de abastecimento público.

Um caso ocorrido em 1979, em uma ilha tropical ao nordeste da costa da Austrália, exemplifica os efeitos danosos dessa utilização indevida de algicida. Dias após a utilização de sulfato de cobre no reservatório de abastecimento para o combate de uma floração de cianobactérias, cerca de 139 crianças e 10 adultos desenvolveram sintomas de hepatite após consumirem água do reservatório em questão (Falconer, 1994).

Em face dos problemas expostos acima, a Portaria nº 518 do Ministério da Saúde (Brasil, 2004) estabelece em seu capítulo 5, artigo 19, inciso 2, que “*é vedado o uso de algicidas para o controle do crescimento de cianobactérias ou que qualquer intervenção no manancial que provoque a lise das células, quando a densidade das cianobactérias exceder 20.000 células/mL.*” Acredita-se que em densidades inferiores a esse valor as cianotoxinas oriundas da lise celular ainda se apresentarão em concentrações em que o risco para a saúde humana é minimizado.

Esse pensamento encontra respaldo na discussão de Hrudey *et al.* (1999). Segundo os autores, o uso de algicida pode ser uma boa opção em alguns casos, quando o número de cianobactérias é baixo, seria um deles. Já se o reservatório apresentar elevada densidade de células, a aplicação de algicida é indicada somente se o reservatório puder ser mantido em desuso por um longo período ou se o sistema de tratamento da água englobar processos que consigam remover altas concentrações de toxinas dissolvidas. Em último caso, o uso

de algicida deve ser comparado com a capacidade de remoção de células oferecida pelos processos de tratamento de água, já que essa última alternativa é a mais segura.

Devido à ocorrência cada vez mais freqüente de florações de cianobactérias em vários corpos d'água utilizados como fonte de água para ETAs e ao risco que as toxinas produzidas por cianobactérias representam para a saúde humana, faz-se necessário o estabelecimento de limites de concentração dessas toxinas na água para consumo humano.

Segundo vários autores (Kuiper-Goodman *et al.*, 1999; Falconer *et al.*, 1999; entre outros), o estabelecimento do valor de ingestão diária aceitável (TDI – *Tolerable Daily Intake*) para microcistinas foi realizado com base em estudos de toxicidade oral em níveis sub-crônicos para microcistina-LR, obtendo-se o valor de 0,04 µg/kg de peso corpóreo. A partir desse valor, inclui-se um fator de segurança contra a promoção de tumores e obteve-se um limite máximo aceitável de 1 µg/L de microcistinas em água para consumo humano. Esse limite foi adotado pela Organização Mundial da Saúde (OMS) e incorporado no adendo das Normas para Qualidade da Água para Consumo Humano em 1998 (*Guideline for Drinking Water Quality*, WHO, 1998).

Com relação as saxitoxinas e as cilindrospermopsinas, a OMS considera que ainda não há dados suficientes para o estabelecimento de um limite de concentração máximo aceitável para estas toxinas em água potável (Chorus e Bartram, 1999). Entretanto, estudos toxicológicos desenvolvidos por Fitzgerald *et al.* (1999) e Shaw *et al.* (2000) *apud* Azevedo e Brandão (2003), sugerem, respectivamente, um valor limite aceitável de 3 µg/L de saxitoxinas e 15 µg/L de cilindrospermopsinas em água para consumo humano.

No Brasil, os valores limites recomendados de concentração de cianotoxinas foram incorporados na Portaria 1469/2000 do Ministério da saúde, posteriormente re-editada como Portaria MS nº 518 (Brasil, 2004), que trata do controle e vigilância da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. O valor de 1 µg/L de microcistina é o limite adotado pela Portaria MS nº 518 (Brasil, 2004), em seu capítulo 4, artigo 14, Tabela 3. Além disso, também em seu capítulo 4, artigo 14, parágrafo 1º, a Portaria recomenda que: “as análises para cianotoxinas incluam a determinação de cilindrospermopsina e

*saxitoxina (STX) observando, respectivamente, os valores limites de 15,0 µg/L e 3,0 µg/L de equivalentes STX/L.”*

### **3.4 – REMOÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS NO TRATAMENTO DE ÁGUA**

De acordo com vários autores (Di Bernardo, 1995; Brandão *et al.*, 1998; Azevedo e Brandão, 2003; entre outros), a elevada presença de cianobactérias nos mananciais de abastecimento público além de causar problemas de ordem toxicológica, também podem acarretar problemas de ordem operacional nas ETAs, destes problemas pode-se destacar:

- Obstrução das canalizações;
- Dificulta os processos de coagulação, floculação e sedimentação;
- Promove colmatação dos filtros;
- Aumento da dosagem requerida de desinfetantes.

Devido a esses problemas operacionais, pode ocorrer uma redução na eficiência dos processos de tratamento e conseqüente degradação da qualidade do efluente da ETA. Além disso, o tratamento de águas com elevadas concentrações de cianobactérias tóxicas, quando realizado de forma inadequada, pode não ser eficiente na remoção das cianobactérias e cianotoxinas ou mesmo favorecer liberação das toxinas para a massa d'água.

Segundo Azevedo e Brandão (2003), os processos e seqüências de tratamento de água para abastecimento público devem ser analisados em função de sua capacidade de remover as células viáveis (biomassa algal) e não de promover a lise dessas células, assim como pela capacidade de remover a fração dissolvida das cianotoxinas (extracelular).

A seguir são apresentados alguns trabalhos que enfocam a questão da remoção de cianobactérias e cianotoxinas. Este item foi subdividido de acordo com os principais processos de tratamento de água abordados na literatura.

### 3.4.1 – Tratamento Convencional e Filtração Direta

O tratamento convencional consiste comumente na combinação dos processos de coagulação, floculação, clarificação (sedimentação ou flotação por ar dissolvido), filtração rápida e desinfecção. Esses processos de tratamento de água convencionais demonstram alta eficiência na remoção de células viáveis de cianobactérias. Sendo que essa eficiência é altamente influenciada pelas condições de coagulação e floculação. Assim, é de grande importância a otimização dessas etapas na fase de projeto, além do seu acompanhamento sistemático durante a operação da estação de tratamento.

No entanto, vários estudos (Keijola *et al.*, 1988; Himberg *et al.*, 1989; Lambert *et al.*, 1996; Hart *et al.*, 1998, Chow *et al.*, 1999) têm demonstrado que os processos convencionais são pouco eficientes na remoção de cianotoxinas extracelulares ou dissolvidas.

Keijola *et al.* (1988) desenvolveram experimentos de bancada para avaliar a remoção de anatoxina-a advinda de florações de *Anabaena*. Um dos processos avaliados consistia em coagulação, filtração e cloração, sendo realizado duas seqüências de tratamento utilizando coagulantes distintos (sulfato de alumínio e cloreto férrico). Em experimentos com concentração de toxina baixa, em torno de 20µg/L, não foi observado remoção de anatoxina-a, tanto nos casos em que se utilizou como coagulante o sulfato de alumínio como com cloreto férrico. Contudo, em experimentos com alta concentração de anatoxina-a (200µg/L), a seqüência de tratamento com sulfato de alumínio atingiu 14% de remoção enquanto que a com cloreto férrico atingiu 49% de remoção. A diferença nos resultados obtidos para cada tipo de coagulante pode ter sido ocasionada pela não utilização de condições ótimas de coagulação, já que os valores de pH de coagulação e dosagem de coagulante adotados não foram obtidos pela realização de testes específicos (teste de jarros).

Falconer *et al.* (1989) investigaram a remoção de neurotoxinas oriundas de uma floração de *Anabaena circinalis* utilizando na etapa de coagulação somente sulfato de alumínio (120 mg/L) ou sulfato de alumínio (120 mg/L) com a adição de polieletrólitos como auxiliar de floculação. Ambos experimentos resultaram em uma redução de toxicidade de apenas 20%.

Com relação às microcistinas, Himberg *et al.* (1989) desenvolveram alguns estudos em escala de laboratório e relatam que o processo de tratamento convencional apresentou níveis de remoção de microcistinas muito baixos. Foram avaliadas concentrações de microcistinas, advindas de células de *Microcystis* e *Oscillatoria*, na faixa de 30 a 60 µg/L. Em alguns experimentos a remoção da toxina chegou a ser negativa, indicando, segundo os autores, que uma parte da toxina intracelular foi liberada durante a floculação. Estudos realizados por Lambert *et al.* (1996) também relatam uma baixa e inconsistente remoção de microcistina, em torno de 0-39%, durante o processo de coagulação e sedimentação, utilizando 60 mg/L de sulfato de alumínio. Já em estudos utilizando altas dosagens de sulfato de alumínio (200 mg/L), obteve-se uma liberação de mais de 23% de microcistina-LR, sendo que a maior parte dessa liberação ocorreu durante 2 dias do tratamento (Lam *et al.*, 1995).

Em experimentos realizados por outros pesquisadores, em concentrações e condições que normalmente ocorrem em ETAs, foi observado que a coagulação tanto com sulfato de alumínio (Hart *et al.*, 1998; Chow *et al.* 1999) quanto com cloreto férrico (Chow *et al.*, 1998) levaram a uma redução significativa da concentração total de microcistina, entretanto essa eficiência ocorreu devido à remoção das cianobactérias e, não pela remoção da toxina extracelular. Contudo, não foram observadas evidências de que o processo coagulação/ floculação causou a lise das células e, conseqüentemente, a liberação da toxina intracelular resultando em concentrações de cianotoxinas acima das concentrações iniciais.

Além desses casos, a literatura apresenta muitos outros resultados contraditórios sobre a lise de células como resultado do uso de coagulantes. Esse aspecto é discutido por Hrudehy *et al.* (1999) em uma revisão sobre trabalhos que avaliaram a ocorrência de lise das células de cianobactérias quando submetida à coagulação/floculação. De acordo com os autores, estudos recentes apontam na direção de que, para dosagens usualmente adotadas nos tratamentos convencionais, as células de cianobactérias, mais especificamente de *Microcystis*, não são danificadas no processo de coagulação/floculação.

Por outro lado, em experimentos realizados por Drikas *et al.* (2001), observou-se a ocorrência de lise celular das cianobactérias presentes no lodo da unidade de decantação após 2 dias. Contudo, depois de 5 dias, a concentração de toxinas começou a decair, reduzindo-se a aproximadamente 80% do valor inicial após 8 dias, não sendo detectada

após 13 dias. Deste modo, faz-se necessário o controle do tempo de permanência do lodo no decantador e nos sistemas de tratamento do lodo, principalmente se o sistema de tratamento possuir retorno de água para o início da ETA ou se o sobrenadante é lançado no corpo d'água, pois essa água pode conter alta concentração de toxinas.

Uma alternativa para prevenir eventuais danos às células das cianobactérias presentes no lodo, seria a substituição da sedimentação pela flotação por ar dissolvido (FAD), já que a espuma formada na unidade de FAD é removida mais rapidamente do que no processo de sedimentação (Hrudey *et al.*, 1999). Além disso, vários autores relatam uma maior eficiência da FAD com relação aos processos de sedimentação para tratamento de água com altas concentrações de cianobactérias.

Steffensen e Nicholson (1994) apresentam resultados de um estudo realizado em uma ETA na Bélgica e segundo os autores, o tratamento com FAD alcançou 40-80% de remoção de *Microcystis*, 90-100% de remoção de *Anabaena* e somente 30% de remoção de *Oscillatoria*. Vlaski *et al.* (1997) observaram que, em uma estação piloto, a FAD atingiu alta remoção de cianobactérias durante uma floração (principalmente do gênero *Microcystis aeruginosa*).

Com o intuito de avaliar essa questão da diferença de eficiência dos processos de sedimentação e flotação no tratamento de águas com elevadas concentrações de células de *Cylindrospermopsis raciborskii* produtoras de saxitoxinas, Oliveira (2005) realizou experimentos em escala de bancada utilizando equipamento de teste de jarros e floteste, tendo como água de estudo a água do lago Paranoá inoculada com  $10^6$  céls./mL de *C. raciborskii*. De acordo com os resultados, o processo de flotação mostrou-se mais eficiente na remoção de células de *C. raciborskii* do que a sedimentação. Entretanto, verificou-se que mesmo para as condições ótimas de coagulação, o residual de clorofila-a é elevado mesmo no processo de flotação, o que pode comprometer o desempenho dos filtros devido a sobrecarga de partículas afluentes às unidades de filtração, tendo como consequência carreiras de filtração curtas. De forma similar a Drikas *et al.* (2001), o autor descreve a ocorrência de lise de células de *C. raciborskii* no lodo decantado e sugere que essa condição não depende da adição de sulfato de alumínio na água bruta.



Contudo, vale ressaltar que tanto a sedimentação quanto a flotação apresentam remoção limitada de toxina dissolvida, uma vez que a mesma não precipita sob forma de sólido no processo de coagulação/floculação.

#### **3.4.2 - Adsorção em carvão ativado**

O carvão ativado é um material adsorvente que dispõe de uma superfície na qual íons e moléculas originalmente presentes na fase líquida ou gasosa podem se concentrar. No tratamento de águas para abastecimento, o carvão ativado é utilizado na remoção de compostos orgânicos naturais, compostos que causam odor e sabor e produtos orgânicos sintéticos, como pesticidas. O carvão ativado é também empregado na descoloração de águas tratadas. Entre as matérias brutas utilizadas na produção do carvão estão o carvão vegetal, a turfa, o lignito, a madeira e a casca de coco. O carvão ativado pode ser utilizado na forma em pó (CAP) ou granular (CAG).

Vários estudos têm sido realizados com o intuito de avaliar a eficiência na remoção de cianotoxinas propiciada pelo mecanismo adsorptivo do carvão ativado. Experimentos realizados por Keijola *et al.* (1988) evidenciaram a boa remoção de cianotoxinas (microcistina e anatoxina-a) por filtração em carvão ativado granular (CAG). No entanto, os resultados obtidos com o carvão ativado em pó (CAP) não foram muito satisfatórios. Por outro lado, trabalhos realizados por Falconer *et al.* (1989) e por Himberg *et al.* (1989) sugerem que os dois tipos de carvão ativados (CAP e CAG) são eficientes na remoção de cianotoxinas dissolvidas, quando empregados isoladamente ou de forma combinada com o tratamento convencional. Analisando os dados dos trabalhos pode-se concluir que a baixa eficiência do CAP observada no estudo de Keijola *et al.* (1988) pode estar associada à baixa dosagem de carvão utilizada (5 mg/L).

Falconer *et al.* (1989) investigaram a capacidade de remoção de neurotoxinas e hepatotoxinas liberadas, respectivamente, pelas cianobactérias *Anabaena* e *Microcystis aeruginosa*, utilizando diversos tipos de CAG e CAP. O maior valor de remoção observado para neurotoxinas foi de 95%, porém para as hepatotoxinas, a remoção foi superior a esse valor. De acordo com os autores, foi observada uma diferença marcante na eficiência de remoção obtida a partir de diferentes tipos de carvão ativado. Além disso, o estudo

evidenciou a capacidade, tanto do CAG como do CAP, em remover odores associados às florações de cianobactérias o que conseqüentemente irá melhorar o gosto da água.

Hart *et al.* (1998) ressaltam que a eficiência da remoção do CAP depende substancialmente da qualidade do carvão ativado e da dosagem aplicada. Segundo os autores, nas dosagens usualmente adotadas no tratamento de água (5-20 mg/L) o carvão ativado em pó provavelmente contribuirá para a redução da concentração das toxinas, mas dificilmente promoverá a remoção completa desses compostos.

No trabalho descrito por Donati *et al.* (1994), oito tipos de CAPs foram testados para a remoção de microcistina-LR. Esse estudo concluiu que a adsorção de microcistina-LR depende mais do volume de mesoporos do carvão ativado, do que do volume de microporos, além de ser influenciada pela forma de distribuição dos mesoporos. Dentre os diferentes tipos de carvão estudados, o carvão derivado da madeira apresentou a maior remoção de microcistina-LR. De acordo com os autores, esse resultado foi obtido, pois o carvão derivado da madeira possui maior predominância de mesoporos (diâmetros entre 2,0 a 5,0 nm) se comparado com os carvões derivados da casca de coco, cinzas de carvão mineral e de vegetal decomposto.

Entretanto, além da importância dos mesoporos na eficiência da adsorção da microcistina-LR, explicitada no estudo de Donati *et al.* (1994), Pendleton *et al.* (2001) observaram que uma faixa de microporos (denominados de microporos secundários), com diâmetro variando entre 0,7 e 1,6 nm, também apresenta importante função no processo de adsorção.

Com relação às saxitoxinas, Newcombe e Nicholson (2002) relatam que a aplicação de CAP é também efetiva na remoção dessas toxinas. Os autores avaliaram cinco diferentes tipos de CAP e observaram que, de maneira geral, a adsorção foi maior para STX, seguido das variantes GTX e das C-toxinas. Tendo em vista que a saxitoxina é a de menor tamanho entre as três toxinas, enquanto as C-toxinas são as de maior tamanho, os autores acreditam que a relação entre o tamanho do composto e a distribuição de volume dos poros no carvão ativado é o principal fator que influencia a adsorção.

Outro trabalho que enfocou a remoção de saxitoxinas pelo processo de adsorção por CAP foi realizado por Silva (2005a). O trabalho avaliou a capacidade de cinco diferentes tipos

de CAP produzidos no Brasil na remoção de saxitoxinas (neoSTX e STX), produzidas pela espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*. Os resultados obtidos demonstram que o tempo de contato para alcançar as condições de equilíbrio foi bastante diferente para os carvões estudados. Embora os CAPs avaliados tenham se mostrado pouco eficientes, em termos percentuais na remoção de saxitoxinas (<33%), as concentrações removidas foram bastante elevadas, alcançando valores de até 28 µg/L. Semelhantemente aos resultados obtidos nos estudos de remoção de microcistina por carvão ativado (Donati *et al.*, 1994 e Pendleton *et al.*, 2001), o volume de mesoporos parece ser o parâmetro que melhor representa a capacidade dos carvões em remover saxitoxinas, já que os CAPs que removeram maiores concentrações de saxitoxinas foram os que também apresentaram os maiores volumes de mesoporos. Entretanto, não foi observado uma correlação estatística entre a remoção e o volume de mesoporos e esse tema ainda merece avaliação.

No que diz respeito à utilização de carvão ativado granular para a remoção de saxitoxinas, Newcombe e Nicholson (2002) realizaram um experimento, em escala de laboratório, em que uma mistura de saxitoxinas foi adicionada à água afluenta a uma coluna de CAG em três momentos: no início do período de investigação, após um mês e após seis meses de experimento. Os autores relatam que, após o período de seis meses de operação, a remoção de toxicidade, medida em termos de equivalentes de saxitoxinas, ainda foi satisfatória (cerca de 70%). Os padrões de remoção observados foram similares aos obtidos nos testes com CAP, ou seja, a capacidade de adsorção decresce no sentido de STX>GTX>C-toxinas. Estudos realizados por Orr *et al.* (2004) confirmam essa tendência de remoção.

Lambert *et al.* (1996) avaliaram a eficiência do processo de tratamento convencional combinado com filtração em CAG ou a aplicação de CAP. Foi observado que nas duas seqüências de tratamento, com CAG ou CAP, foi obtido um índice de remoção de microcistina, superior a 80%, exceto nos períodos em que a água bruta apresentou concentrações de microcistina inferiores a 0,5 µg/L, sugerindo que a concentração inicial de cianotoxinas pode influenciar na eficiência da remoção.

Além do tipo de carvão, a presença de matéria orgânica dissolvida na água é outro fator que interfere na capacidade de adsorção das cianotoxinas pelo CAP e CAG. Essa influência foi observada em experimentos realizados Bruchet *et al.* (1998). Em testes realizados com o filtro de CAG sendo alimentado por duas águas naturais contaminadas

artificialmente com microcistina, observou-se que a eficiência de remoção das toxinas caiu depois que um determinado volume de água foi tratado. O decréscimo na eficiência de remoção de microcistina foi atribuído à saturação do carvão pela matéria orgânica dissolvida presente nas águas testadas. De acordo com os autores, embora o CAG tenha apresentado uma eficiência de remoção de toxinas bastante elevada, pode ser observada a ocorrência de problemas na prática de tratamento, como o traspasse de toxinas, caso o pico de cianotoxinas (florações de cianobactérias) ocorra quando o filtro de CAG estiver saturado pela matéria orgânica dissolvida.

O filtro de CAG além de ser um processo de adsorção efetivo, também pode apresentar a capacidade de biodegradação das cianotoxinas devido à formação de biofilme. Para comprovar essa teoria, Hart *et al.* (1998) realizaram experimentos em escala piloto, utilizando dois filtros de CAG, um novo e um que foi previamente usado para remoção de carbono orgânico total (COT), apresentando assim uma certa atividade biológica. Cada filtro foi testado com dois tempos de contatos. Os resultados não mostraram diferenças nas remoções de microcistina-LR entre os dois filtros. Porém, quando os resultados obtidos foram comparados a um modelo de simulação matemática da adsorção da microcistina nos filtros de CAG, verificou-se que os dois filtros obtiveram uma remoção superior. Os autores concluíram que essa diferença pode sugerir que as cianotoxinas estariam sendo biodegradadas no filtro à medida que estivessem sendo adsorvidas nos grãos do CAG.

Em contraste, experimentos realizados por Lambert *et al.* (1996) com o intuito de avaliar a influência da matéria orgânica na adsorção das cianotoxinas no filtro CAG sugerem uma ação negativa do biofilme. Nos experimentos foram utilizados um filtro de CAG que fora utilizado em uma ETA durante 5 meses e outro filtro novo sendo alimentado por água com altas concentrações de matéria orgânica, tentando assim avaliar os casos onde ocorre a competitividade das cianotoxinas e outros compostos pela adsorção no CAG. De acordo com os autores, em ambos os casos foi observada uma redução na capacidade de adsorção da microcistina. A ineficiência do processo de biodegradação no filtro de CAG obtida por Lambert *et al.* (1996) pode estar associada à cobertura da superfície do carvão por um biofilme, com baixa capacidade de biodegradação que acabou por obstruir o filtro de CAG, levando a uma baixa capacidade de remoção tanto do mecanismo adsortivo como o de biodegradação.

### 3.4.3 – Oxidação Química

A oxidação química é considerada como um dos processos mais efetivos na remoção de cianotoxinas. Os principais oxidantes utilizados no tratamento de água são: cloro, cloroamina, ozônio, dióxido de cloro, peróxido de hidrogênio e permanganato de potássio. A aplicação dos oxidantes pode ser feita diretamente na água bruta (pré-oxidação) sendo utilizado como método para melhorar a coagulação, ou na fase final do tratamento, normalmente associada à desinfecção (pós-oxidação). De acordo com Azevedo e Brandão (2003), a seleção do ponto de aplicação do oxidante deve ser feita com muito cuidado, pois tem impactos sobre a efetividade de remoção de toxinas para a água, já que pode provocar a lise celular.

Os resultados obtidos por vários autores (Keijola *et al.*, 1988; Himberg *et al.*, 1989; Hart *et al.*, 1998; Rositano *et al.*, 2001) demonstram a efetividade da oxidação com ozônio na destruição de cianotoxinas (microcistina, nodularina e anatoxina-a), tanto intra quanto extracelular.

Estudo realizado por Keijola *et al.* (1988) mostrou que a pré-oxidação, utilizando uma dosagem de 1 mg/L de ozônio, era suficiente para remover completamente a toxicidade causada por microcistinas, numa concentração inicial da ordem de 58µg/L. Mais tarde, Himberg *et al.* (1989), determinou que a eficiência de remoção é dependente da dosagem de ozônio.

Hart *et al.* (1998) destacou a importância do controle da dosagem do ozônio com relação à eficiência da pré-oxidação aplicada na remoção de cianotoxinas de águas brutas ricas em cianobactérias. De acordo com experimentos realizados por esses autores, após uma dosagem entre 0,8 e 1,3 mg/L de ozônio em água bruta contendo *Microcystis*, foi observado um aumento na concentração de toxina intracelular presente na água. Esse comportamento indica que a ozonização causou a lise das células e liberação das toxinas para a fração líquida, e que a quantidade de ozônio disponível não foi suficiente para a oxidação da toxina dissolvida na água. Somente com a adição de 2 mg/L de ozônio a toxina extracelular foi oxidada. Vale ressaltar, que o autor não informa as concentrações de *Microcystis* e microcistinas avaliadas no estudo.

Esses resultados demonstram a importância crucial da utilização de dosagens de ozônio suficientemente altas, bem como a necessidade de um monitoramento cuidadoso do desempenho da pré-ozonização, particularmente com concentrações variáveis de matéria orgânica na água bruta, como ocorre durante as florações de cianobactérias (Azevedo e Brandão, 2003).

Deste modo, a pós-oxidação se configura como uma alternativa mais segura e eficiente com relação a pré-oxidação, pois reduz à interferência de outros compostos dissolvidos na ação do oxidante sobre a cianotoxina, além do que minimiza-se o risco de liberação de toxinas para a água uma vez que as células de cianobactérias presentes na água são removidas ao longo dos demais processos de tratamento. De acordo com Hart *et al.* (1998), para a água já tratada, é provável que a aplicação de uma dose de 2 mg/L de ozônio seja capaz de promover, por meio da oxidação, a completa remoção de anatoxina-a, enquanto que, para a água bruta, a dosagem aumenta para 5 mg/L, para o caso específico da água utilizada no experimento em questão. O autor não informou a concentração inicial de anatoxina-a presente na água a ser tratada.

Rositano *et al.* (2001) investigou o efeito da qualidade da água na eficiência da pós-ozonização para a remoção de cianotoxinas (microcistina-LR e LA e anatoxina-a), além de apresentar um estudo de caráter preliminar da ozonização das saxitoxinas. Para isso utilizou águas tratadas de quatro diferentes ETAs. Os resultados dos estudos indicaram que, independente da qualidade da água, a presença de uma concentração residual de ozônio após 5 minutos, implicou na completa destruição das variantes de microcistina e da anatoxina-a (concentração inicial de 20µg/L). Por outro lado, as saxitoxinas apresentaram uma grande resistência à oxidação do ozônio. De acordo com o estudo, a ordem de suscetibilidade das cianotoxinas à ozonização é microcistina > anatoxina-a > saxitoxina. Essa diferença pode ser atribuída às diferenças estruturais entre as toxinas.

Confirmando essa mesma tendência, vários estudos (Newcombe e Nicholson, 2002 e 2004; Orr *et al.*, 2004) demonstraram a ineficiência do ozônio na remoção de saxitoxinas, mesmo quando foram empregadas dosagens superiores às usualmente adotadas na desinfecção da água.

Em relação à cloração, os primeiros estudos desenvolvidos por Keijola *et al.* (1988) e Himberg *et al.* (1989) indicavam que a cloração não apresentava nenhuma eficiência na remoção de microcistina.

Posteriormente, outros pesquisadores (Nicholson *et al.*, 1994; Hart *et al.* 1998; Newcombe e Nicholson, 2004) mostraram que a cloração pode promover elevados índices de remoção quando se utilizam doses maiores do que as geralmente utilizadas no processo de desinfecção dos tratamentos convencionais, além de ser necessário garantir valores de pH e tempo de contato adequado. Segundo esses autores, a baixa efetividade do cloro observada por Keijola *et al.* (1988) e Himberg *et al.* (1989) pode ter ocorrido em resultado da demanda de cloro exercida por outros compostos orgânicos e a influência do valor de pH, associados à baixa dosagem (0,5 mg/L) utilizadas pelos autores.

De acordo com Hart *et al.* (1998), a eficiência da cloração depende da fonte de cloro (hipoclorito de sódio, hipoclorito de cálcio ou cloro puro) e do pH da água. Em experimentos realizados por esses autores, aplicando a cloração na água já tratada, uma boa remoção de microcistina-LR foi obtida usando hipoclorito de sódio e de cálcio com valores de pH inferiores a 8. Os autores também reportam que para uma concentração de cloro livre de 0,7 mg/L, a remoção foi da ordem de 95% para valores de pH abaixo de 9 e tempo de contanto de 30 minutos quando a água continha cerca de 6,9µg/L de microcistina-LR.

Newcombe e Nicholson (2004) realizaram uma compilação de dados da literatura sobre a eficiência das alternativas de tratamento para remoção de cianotoxinas. Com base nos resultados apresentados na literatura, os autores concluíram que a cloração é efetiva na destruição de hepatotoxinas (microcistina e nodularina), numa concentração em torno de 192µg/L, contanto, que um residual de cloro livre, pelo menos 0,5 mg/L, esteja presente após 30 min e que o pH seja inferior a 8.

Com relação ao grupo das saxitoxinas, Newcombe e Nicholson (2002) realizaram experimentos utilizando saxitoxinas purificadas a partir de uma floração de *Anabaena circinalis*. Os resultados dos estudos demonstraram que a eficiência de oxidação dessas cianotoxinas pela cloração também depende do valor do pH, da dosagem de cloro, da concentração inicial de toxinas, do grau requerido de remoção, além de ser influenciada

pela variante da toxina em questão. A ordem de facilidade de remoção das toxinas foi STX>GTX3~C2>C1>GTX2. Os autores observaram também que o maior nível de remoção das toxinas foi obtido com pH 9 e com um residual de cloro livre de 0,5 mg/L após 30 minutos de tempo de contato, sendo que a concentração inicial de saxitoxinas presentes na água manteve-se em torno de 150µg/L.

Segundo os resultados obtidos em vários estudos (Nicholson *et al.*, 1994, Hart *et al.*, 1998, Orr *et al.* 2004) o uso do peróxido de hidrogênio, do dióxido de cloro e da cloroamina não se mostrou eficiente na oxidação de cianotoxinas. De acordo com Hart *et al.* (1998), as cloroaminas conseguem oxidar a célula das cianobactérias, contudo não são capazes de degradar a cianotoxina liberada e, conseqüentemente, promovem um aumento de toxina extracelular.

Com relação ao permanganato de potássio, os resultados obtidos pelos estudos sobre sua eficiência na remoção das cianotoxinas são contraditórios. Segundo experimentos realizados por Hart *et al.* (1998), o permanganato de potássio apresentou altos níveis de remoção das toxinas, sendo capaz de atingir a remoção completa. Já no estudo relatado por Schmidt *et al.* (2002), a aplicação de permanganato de potássio levou ao rápido aumento na concentração de cianotoxinas dissolvidas, além de não ter sido apresentado nenhum grau de oxidação das cianotoxinas.

Em face aos resultados expostos acima, a tendência dos autores é indicar preferencialmente o uso da oxidação por ozônio em substituição à cloração, tão intensamente usada nos tratamentos convencionais, pelo fato de se atingir índices superiores de remoção de microcistina (intra e extracelular), além da possibilidade da cloração reagir com substâncias orgânicas e formar subprodutos potencialmente cancerígenos, como os trihalometanos (THMs). Contudo, vale ressaltar que, os estudos realizados até o momento, sugerem que o ozônio não é eficiente na remoção de saxitoxinas.

#### **3.4.4 – Filtração Lenta e Filtração em Múltiplas Etapas (FiME)**

No campo do tratamento sem coagulação química, a filtração lenta tem sido considerada como uma opção bastante promissora para a remoção tanto de células viáveis de cianobactérias quanto das toxinas dissolvidas, devido a sua eficácia na remoção de matéria



orgânica e de microorganismos, como foi reportado no item 3.1.3. No entanto, esse tema é ainda pouco explorado na literatura técnica, havendo a necessidade de realização de estudos mais aprofundados nessa área.

Keijola *et al.* (1988) avaliou a filtração lenta na remoção de cianotoxinas. Os experimentos foram realizados, em escala de laboratório, utilizando duas colunas de filtração com 14 cm de diâmetro, 24 cm de camada de areia e operando com uma taxa de filtração 2 m/d. A água bruta utilizada durante os experimentos continha toxinas dissolvidas oriundas de *Microcystis aeruginosa*, *Oscillatoria agardhii* e *Anabaena flos-aquae*. Os autores observaram uma remoção substancial tanto de hepatotoxinas produzidas por *Microcystis aeruginosa* (superiores a 80%) como de neurotoxina produzida pela espécie *Anabaena flos-aquae* (cerca de 70%), por outro lado não se obteve uma remoção satisfatória das hepatotoxinas produzidas pela *Oscillatoria*, cerca de 30-65%. Como o processo físico de filtração não é capaz de produzir esses níveis de remoção de toxina extracelular, os autores sugerem que os filtros lentos apresentaram pelo menos o mecanismo de bioadsorção, e talvez alguma capacidade de biodegradação.

Mouchet e Bonnélye (1998) reportam uma remoção de 99% de microalgas da água afluyente pela filtração lenta. No entanto, as altas concentrações de algas ou cianobactérias na água bruta podem provocar uma rápida colmatação do meio filtrante, exigindo a remoção da camada biológica superficial. Essa remoção reduz a capacidade de retenção de substâncias orgânicas dissolvidas, inclusive cianotoxinas. Tal fato constitui em um dilema na aplicação do processo de filtração lenta no tratamento de águas contendo concentrações altas de algas ou cianobactérias. No entanto, estudos recentes sugerem que o problema da colmatação dos filtros pode ser contornado com a adoção de pré-tratamento da água. Dentre os pré-tratamentos apresentados na literatura destacam-se: a pré-filtração em pedregulho com e sem adição de coagulante, a adição de uma camada de CAG no filtro lento (filtro sanduíche), pré-ozonização, entre outros.

Estudos desenvolvidos por Mello (1998), Souza Jr. (1999) e Carvalho (2000) apresentaram resultados satisfatórios de remoção de cianobactérias utilizando filtros de pedregulhos antecedendo a filtração lenta, a FiME.

Mello (1998) avaliou o desempenho de um sistema de FiME, em escala piloto, no tratamento de uma água natural com teores de clorofila-a da ordem de 30 µg/L e presença fracamente dominando da cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii*. A instalação piloto de FiME era constituída de um pré-filtro dinâmico (PFD) que alimentava duas linhas paralelas de pré-filtros de pedregulho de escoamento ascendente de camadas sobrepostas (PFA-1 e PFA-2) e filtros de areia (FL-1 e FL-2).

Os pré-filtros ascendentes possuíam granulometrias diferentes e foram operados com taxas de 12 e 18 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia. A Tabela 3.6 apresenta as composições do meio granular utilizadas nos pré-filtros de escoamento ascendente.

Tabela 3.6 – Composição granulométrica dos pré-filtros ascendentes (Mello, 1998)

Camada	PFA-1 com 4 camadas		PFA-2 com 5 camadas	
	Espessura	Granulometria	Espessura	Granulometria
Topo	0,4 m	3,2 a 6,4 mm	0,3 m	1,4 a 3,2 mm
Intermediária superior	0,4 m	7,9 a 12,7mm	0,3 m	3,2 a 6,4 mm
Intermediária			0,3 m	9,6 a 15,9 mm
Intermediária inferior	0,4 m	15,9 a 25,4 mm	0,3 m	19,0 a 25,4 mm
Fundo	0,3 m	31,4 a 50,0 mm	0,3 m	31,4 a 50,0 mm

Segundo o autor, os resultados obtidos mostraram que o sistema da FiME é bastante eficiente no tratamento de águas com concentrações significativas de cianobactérias, produzindo, nas condições estudadas, efluentes com teores de clorofila-a abaixo de 1 µg/L e com turbidez consistentemente menores que 1UT. O sistema de pré-tratamento demonstrou um grande potencial de utilização, já que o mesmo foi responsável pela remoção de 50 a 80% da concentração de clorofila-a. No entanto, os valores de remoção de clorofila-a referentes aos pré-filtros ascendentes foram muito baixos, em torno de 15,5% para o PFA-1 e 31,3% para o PFA2, quando as unidades de pré-filtração ascendente foram operadas com taxa de filtração de 18 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia. Segundo o autor, tal fato pode ser atribuído à boa eficiência do pré-filtro dinâmico que obteve uma eficiência média de remoção de 52,2%.

Além disso, o autor enfatiza que a eficiência de remoção é influenciada pela granulometria do meio filtrante e pela taxa de filtração adotada já que o pré-filtro ascendente com 5 camadas, onde a camada superior era constituída de areia grossa, operando com taxa de 12m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia apresentou-se mais eficiente que o pré-filtro ascendente com 4 camadas, tanto

na remoção de turbidez quanto na remoção de clorofila-a, sendo que, esse melhor desempenho foi mais evidente quando tratou-se da remoção de clorofila-a.

Dando continuidade ao trabalho de Mello (1998), Souza Jr. (1999) realizou trabalho experimental a fim de identificar os parâmetros de projeto e condições de operação mais adequadas para a FiME, considerando a especificidade do problema de remoção de clorofila-a no pré-filtro ascendente. A instalação piloto utilizada no trabalho era formada por um pré-filtro dinâmico de pedregulho, operado com taxa de  $36 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , dois pré-filtros de pedregulho com escoamento ascendentes, de granulometria similar ao PFA com 5 camadas do estudo de Mello (1998), nos quais foram testadas a adoção de taxas de filtração de 12 e  $18 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ , e dois filtros lentos de areia, os quais foram operados com taxas de 3 e  $6 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ .

Reforçando os resultados obtidos por Mello (1998), o trabalho também constatou a aplicabilidade da FiME no tratamento de águas com presença de *Cylindrospermopsis raciborskii*. O sistema produziu efluentes com teores de clorofila-a abaixo de  $0,5 \mu\text{g/L}$  e de turbidez sempre inferior a 1UT. O aumento da taxa de filtração nos pré-filtros ascendentes em camadas influenciou significativamente a eficiência de remoção dessa unidade, indicando que quanto menor a taxa de filtração maior a eficiência de remoção no pré-filtro. Por outro lado, a forma de operação desses pré-filtros, com e sem descargas de fundo semanais, influenciou muito pouco na eficiência de remoção de clorofila-a e de turbidez.

Carvalho (2000) avaliou a potencialidade da utilização de coagulante químico na FiME no tratamento de águas com presença de cianobactérias *C. raciborskii*. Para o desenvolvimento do trabalho foi utilizado dois sistemas um com o processo de FiME convencional (pré-filtro ascendente em pedregulho seguido de filtro lento) e outro sistema onde o processo de FiME recebeu adição de coagulante antes do pré-filtro de pedregulho. Segundo o autor, ambas as seqüências de tratamentos produziram água com turbidez abaixo de 1 UT, teor de clorofila-a inferior a  $1 \mu\text{g/L}$  e número de coliformes totais máximos de 40 NMP/mL. A seqüência de tratamento que envolveu a pré-filtração em pedregulho com adição prévia de coagulante mostrou-se como uma opção de flexibilidade para unidades de FiME que estão operando e que em determinados períodos tem sua capacidade de produção ou eficiência comprometidas por aumentos sazonais de sólidos suspensos na água afluyente, como células de cianobactérias.

Saidam e Buttler (1996) atribuem a remoção de algas, que pode ser extrapolado para cianobactérias, em pré-filtros de pedregulho a uma combinação de mecanismos físicos e biológicos. Os poros de meio filtrante retêm as impurezas presentes na águas, funcionando como câmeras de deposição, enquanto que na superfície dos grãos é formada uma película de aderência, favorecendo o crescimento biológico. Quando as algas aderem à superfície dos grãos elas passam por metabolismo endógeno resultando na liberação de substrato solúvel que pode ser utilizado por outros microrganismos.

Grützmacher *et al.* (2002) avaliaram o potencial do processo de filtração lenta na remoção de células de cianobactérias *Plankthrix agardii* produtoras de microcistinas. O trabalho foi realizado em escala real e foi dividido em duas etapas. Na primeira etapa, com duração de 30 horas, foi avaliada a remoção de microcistina dissolvida numa concentração de 8µg/L na água afluyente aos filtros lentos, que operaram com taxa de filtração de 0,8 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia. Já na segunda etapa foi simulada uma longa exposição (26 dias) do filtro lento a células viáveis de *Plankthrix agardii* com o intuito de avaliar a remoção de microcistina intracelular. Durante essa etapa os filtros lentos foram operados com taxa de filtração de 0,2 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia e a concentração de células de *Plankthrix agardii* testadas era equivalente a 50µg/L de microcistina intracelular.

Na primeira etapa realizada foi observada uma eficiência elevada de eliminação da toxina dissolvida (>95%), atribuída principalmente a biodegradação, uma vez que a areia utilizada apresentou baixa capacidade de adsorção em relação à toxina. Já a remoção de microcistina intracelular no início da segunda etapa foi superior a 85%, tendo decaído para valores menores que 60% ao longo do período experimental. De acordo com os autores, esse decréscimo na eficiência pode ter sido acarretado pela ocorrência de aumento na concentração de toxina extracelular (decorrente do declínio da população de cianobactérias), associada a um período de baixas temperaturas, que diminui a atividade biológica no filtro lento.

O trabalho desenvolvido por Sá (2002) também reforça a aplicabilidade da filtração lenta no tratamento de águas contendo cianobactérias e cianotoxinas. Nos experimentos de filtração lenta realizados foi observada uma remoção de células de *Microcystis aeruginosa* superior a 99%, quando foi empregada uma taxa de filtração igual ou inferior a 3 m/d e

concentração de células na água bruta inferior a  $10^5$  céls./mL, equivalente a  $60\mu\text{g/L}$  de microcistina intracelular. Os experimentos também mostraram que há traspasse de células, dependendo da concentração destas na água bruta e da taxa de filtração empregada.

Além disso, o autor observou que nos experimentos com células viáveis de *M. aeruginosa* no aflente do filtro lento, após sua retenção no meio filtrante, ocorria a lise celular e conseqüente liberação de microcistina. Para garantir que a microcistina liberada seja oxidada, faz-se necessário que a retenção das células ocorra na camada superior do filtro, onde a atividade biológica é mais efetiva e suficiente para a posterior oxidação desses compostos.

Ainda no estudo realizado por Sá (2002), foi avaliado o comportamento dos filtros lentos quando submetidos à filtração de água bruta contendo microcistina extracelular (fração dissolvida). Quando a concentração de microcistina extracelular foi de aproximadamente  $400\mu\text{g/L}$ , por 48 horas, os efluentes dos filtros lentos apresentaram 50% remoção no primeiro dia, e 99% no segundo dia. Contudo, foi observado que a remoção de coliformes foi afetada negativamente pela alimentação dos filtros com microcistina dissolvida.

Os resultados dos estudos de Grützmacher *et al.* (2002) e Sá (2002) demonstram que a eficiência da degradação da cianotoxina pelo filtro lento se deve à ação do biofilme formado na superfície do mesmo (*schmutzdecke*). Contudo, o desenvolvimento desse filme biológico requer um tempo para o amadurecimento do filtro, como também para a aclimação dos microrganismos degradadores das cianotoxinas. Como forma de diminuir o período de aclimação, Grützmacher *et al.* (2002) sugerem que o filtro lento seja exposto preliminarmente ao contato das cianotoxinas. Dessa forma, pode-se favorecer a presença dos microrganismos mais aptos a degradar a cianotoxina.

Sá (2006), dando continuidade ao trabalho anterior, investigou a influência de alguns parâmetros de projeto e operação sobre o desempenho da filtração lenta no que se refere à remoção de células de *Microcystis aeruginosa* e de microcistina extracelular. Para tanto, foi utilizada uma instalação piloto de filtração composta por três filtros lentos de areia, operados em paralelo, que foram alimentados com água do lago Paranoá (Brasília/DF), à qual foram adicionadas células cultivadas de *M. aeruginosa* e microcistina extracelular, em momentos distintos do experimento. O trabalho experimental foi dividido em quatro

etapas: (1) variação do tamanho efetivo da areia (0,22mm, 0,28mm e 0,35mm); (2) variação da espessura da camada de areia (0,60m, 0,90m e 1,1m); (3) variação da taxa de filtração (2, 3 e 4 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia); e (4) variação das concentrações de *M. aeruginosa* (2x10<sup>6</sup> e 3x10<sup>6</sup> céls./mL) e microcistina extracelular (17 a 140 µg/L) na água bruta.

Das conclusões obtidas no estudo, destaca-se:

- Para uma concentração de 10<sup>5</sup> céls./mL de *M. aeruginosa* na água bruta, o tamanho efetivo da areia parece não influenciar na qualidade da água filtrada. No entanto, o filtro preenchido com areia de tamanho efetivo de 0,22mm apresentou elevados valores de perda de carga, podendo desfavorecer o seu uso em condições de exposição mais prolongadas de células de *M. aeruginosa* na água bruta.
- O filtro com 0,60m de camada de areia apresentou maior ocorrência de traspasse de células de *M.aeruginosa*, enquanto que, para as outras espessuras avaliadas (0,9 e 1,1m), não houve diferença entre a qualidade dos efluentes produzidos.
- Dentre as taxas de filtração avaliadas (2, 3 e 4 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia), a taxa de filtração de 4 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia apresentou desempenho inferior às demais sugerindo que a taxa de filtração é um parâmetro de operação que influencia na remoção desses microrganismos.
- Nas fases experimentais em que a água bruta continha microcistina essencialmente na fração intracelular, foram detectadas concentrações de microcistina extracelular nos efluentes dos filtros, em valores mais elevados do que os contidos na água bruta, confirmando que houve lise de parte das células retidas.
- Foi observado um impacto negativo da presença de microcistina na água bruta sobre a remoção de coliformes. A intensidade desse impacto parece depender da concentração dessa toxina na água bruta.
- Os parâmetros de clorofila-a e microcistina intracelular indicaram que houve um arraste de parte das células que tinham sido previamente retidas no meio filtrante, fato esse mais evidente quando a concentração de *M. aeruginosa* na água bruta foi da ordem de 10<sup>6</sup> céls./mL.
- A filtração lenta se apresenta como uma tecnologia de grande potencial para o tratamento de água contendo *M. aeruginosa* e microcistina. Entretanto, para uma remoção satisfatória desses organismos e de sua toxina, é imprescindível que seja assegurada a maturação dos filtros em relação à toxina, o que parece depender

essencialmente de uma exposição prévia à toxina e das características da água afluyente.

Outro estudo que confirma a importância do período de aclimação foi desenvolvido por Ho *et al.* (2006). O trabalho avaliou a capacidade da filtração lenta na remoção de duas variantes de microcistina: microcistina-LR e microcistina-LA utilizando uma instalação piloto com 3 colunas de filtração (coluna A, B e C) de 30 cm de comprimento e 2,5cm de diâmetro. Cada coluna possuía dois pontos de coleta de amostra: um posicionado na altura média da coluna (15 cm) e outro no fundo da coluna. Todas as colunas de filtração foram preenchidas com o mesmo material filtrante, areia com diâmetro efetivo de 0,83mm proveniente de uma ETA. Contudo, a areia de cada coluna foi submetida a três condições distintas antes do início do experimento: (i) a areia da coluna A foi exposta previamente a microcistina; (ii) a coluna B foi preenchida diretamente com a areia da ETA e deste modo já possuía um biofilme; (iii) a areia da coluna C foi submetida a autoclavagem para inativação do biofilme. As colunas de filtração foram alimentadas por água contendo 20µg/L de microcistina por um período de 39 dias (colunas A e B) e 5 dias (coluna C).

De acordo com os resultados, em nenhum momento foi detectada a presença de microcistina no efluente da coluna A, que foi previamente exposta à microcistina. Por outro lado, as colunas B e C apresentaram ocorrência de traspasse de microcistina, respectivamente, no 3º e 4º primeiros dias de operação. Esses resultados sugerem que a pré-exposição do biofilme a microcistina (aclimação) pode ser capaz de diminuir o período de amadurecimento do filtro lento anterior ao início de degradação da microcistina. As amostras coletadas no ponto de coleta intermediário da coluna A e coluna B (após o 3º dia) não apresentaram presença de nenhuma variante de microcistina, assim os autores sugerem que a remoção de microcistina através do filtro lento é principalmente em função da degradação biológica ao invés de qualquer processo físico.

Arantes (2004) avaliou o desempenho do processo de filtração lenta no tratamento de água contendo células viáveis da cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii*, assim como saxitoxinas extracelulares (dissolvidas). Segundo o autor, a remoção de células nos filtros lentos quando alimentados por água contendo concentração de células de *C. raciborskii* da ordem de  $10^5$  céls./mL de foi superior a 98% quando os filtros foram operados com taxa de filtração de 3 e 2 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia. Em contraste ao estudo de Sá (2002), os resultados obtidos

não sugerem ocorrência de traspasse de células de saxitoxinas. Além disso, a lise celular no interior do filtro ocorreu em região da camada de areia que apresentava elevada atividade biológica, já que não foi detectada a presença de saxitoxinas na água filtrada.

O estudo também avaliou os filtros lentos quando alimentados por água contendo saxitoxinas extracelulares (dissolvidas). De acordo com os resultados, os filtros lentos se mostraram bastantes efetivos na remoção de saxitoxinas na fração dissolvida, não sendo detectável a presença da cianotoxina na água filtrada. Além disso, a remoção de coliformes não pareceu ter sido afetada pela presença da toxina dissolvida na água afluyente aos filtros, diferentemente do observado no estudo de Sá (2002 e 2006). Contudo, o autor ressalta que a água afluyente aos filtros lentos apresentava baixas concentrações de saxitoxinas extracelulares, da ordem de 0,20 a 0,55 µg/L.

Novas linhas de pesquisas estão focando suas atenções no estudo dos organismos presentes no biofilme dos filtros lentos e na identificação de grupos de bactérias responsáveis pela degradação das cianotoxinas. Nesse contexto, Bourne *et al.* (2006) realizaram um estudo, aonde foi investigada a aplicação da bactéria (MJ-PV), capaz de degradar microcistina-LR, para bioremediação de corpos d'água e em filtros lentos. Nos experimentos de bioremediação, foi observada uma degradação da microcistina-LR acima de 80% em dois dias, quando foi inoculado  $1 \times 10^6$  céls./mL da bactéria.

Nos experimentos de filtração lenta, os filtros foram alimentados por água contendo uma concentração de 110 µg/L de microcistina. De acordo com os resultados, não foi comprovado um aumento da degradação de microcistina com a inoculação de bactérias (MJ-PV). Contudo, pode-se verificar a eficiência do processo de filtração lenta na remoção de microcistina, pois foi observada a degradação da toxina para valores abaixo aos níveis de detecção após seis dias de operação, tempo necessário para que os filtros lentos atingissem a maturação.

Dentre as diversas tecnologias de tratamento de água contendo cianobactérias e cianotoxinas mencionadas anteriormente, a filtração lenta é bastante atraente, pois não necessita de aplicação de produtos químicos e não requer mão de obra especializada para sua operação, sendo mais apropriada para a realidade socioeconômica de vários municípios



do país. Além disso, essa tecnologia apresenta excelente capacidade de remoção de organismos patogênicos incluindo cistos de *Giardia* e *Cryptosporidium*.

## 4 - METODOLOGIA

### 4.1 – CONSIDERAÇÕES INICIAIS

O presente trabalho, de caráter experimental, foi desenvolvido em escala piloto. Os experimentos foram realizados no Laboratório de Análise de Água (LAA) do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da UnB e a determinação da concentração de saxitoxinas utilizando a técnica de Cromatografia Líquida de Alta Eficiência (CLAE) foi realizada no Laboratório de Toxinologia do Departamento de Ciências Biológicas da UnB.

O trabalho experimental foi dividido em duas etapas experimentais:

- na 1ª Etapa Experimental, os experimentos (Experimentos 1, 2 e 3) tiveram como objetivo avaliar o desempenho dos filtros lentos quando alimentados com água bruta contendo concentrações crescentes de células de *Cylindrospermopsis raciborskii*, variando de  $10^5$  a  $6 \times 10^6$  céls./mL, assim como obter uma resposta preliminar quando os mesmos fossem alimentados por uma concentração de saxitoxinas extracelulares (dissolvidas) de 3 µg/L;
- na 2ª Etapa Experimental (Experimento 4) foi investigado a aplicabilidade do pré-filtro ascendente como pré-tratamento para filtração lenta de água contendo elevadas concentrações de *Cylindrospermopsis raciborskii* ( $10^6$  e  $7 \times 10^6$  céls./mL).

É importante mencionar que na proposta original do presente trabalho na 1ª Etapa Experimental era previsto a avaliação de diferentes concentrações de saxitoxinas extracelulares (3 a 15µg/L). Enquanto que na 2ª Etapa Experimental seria investigada a influência da taxa de filtração no desempenho da filtração lenta. Além disso, era previsto uma 3ª Etapa Experimental em que seria avaliado o comportamento do filtro lento quando alimentado simultaneamente por água contendo células de *C. raciborskii* e saxitoxinas extracelulares. Entretanto, os resultados obtidos na 1ª Etapa revelaram a necessidade da avaliação de sistemas de pré-tratamento. Esse aspecto será mais detalhado no Capítulo 5 do presente trabalho.

O desempenho das unidades de filtração foi avaliado com base na remoção de saxitoxinas, de clorofila-a, de turbidez, de coliformes totais e *Escherichia coli*, assim como pelo desenvolvimento da perda de carga e ocupação do meio filtrante.

Nos itens que se seguem, são descritas, com detalhes, as instalações de filtração, os métodos utilizados, as diferentes etapas e atividades associadas ao desenvolvimento do trabalho experimental.

## **4.2 – DESCRIÇÃO DO SISTEMA DE FILTRAÇÃO**

### **4.2.1 – 1ª Etapa Experimental – Filtração Lenta**

Para desenvolvimento da 1ª Etapa Experimental foi utilizado um sistema de filtração lenta em escala piloto já existente no Laboratório de Análise de Água (LAA) do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da UnB.

A instalação piloto engloba um tanque de alimentação de água bruta, um reservatório intermediário de água bruta de nível constante com vertedor do tipo tulipa; uma bomba dosadora; uma bomba peristáltica de cabeçote duplo; duas colunas de filtração em acrílico; e reservatórios de coleta de água tratada. A Figura 4.1 apresenta um desenho esquemático da instalação piloto de filtração lenta, e a Figura 4.2 mostra uma vista geral dessa instalação.

Como pode ser observado nas Figuras 4.1 e 4.2, durante a operação da instalação piloto, os filtros lentos de areia (FLA-1, FLA-2) foram alimentados em paralelo por uma bomba peristáltica de cabeçote duplo (Masterflex, modelo 7518-00). Para minimizar possíveis variações da vazão afluyente aos filtros, um reservatório de nível constante, dotado de vertedor tulipa, foi utilizado como tanque de alimentação intermediário para a bomba. Uma bomba dosadora (ProMinent, modelo Gamma4) foi utilizada para alimentação de água para esse reservatório intermediário, a partir de um outro de maior capacidade. Cabe mencionar que o uso da bomba dosadora para transferência de água do reservatório de água bruta (maior capacidade) para o reservatório de nível constante se deu em função da disponibilidade da mesma, mas qualquer outro tipo de bomba, com capacidade de recalcar

a vazão necessária para manter o reservatório intermediário com nível constante, poderia ter ser utilizado.

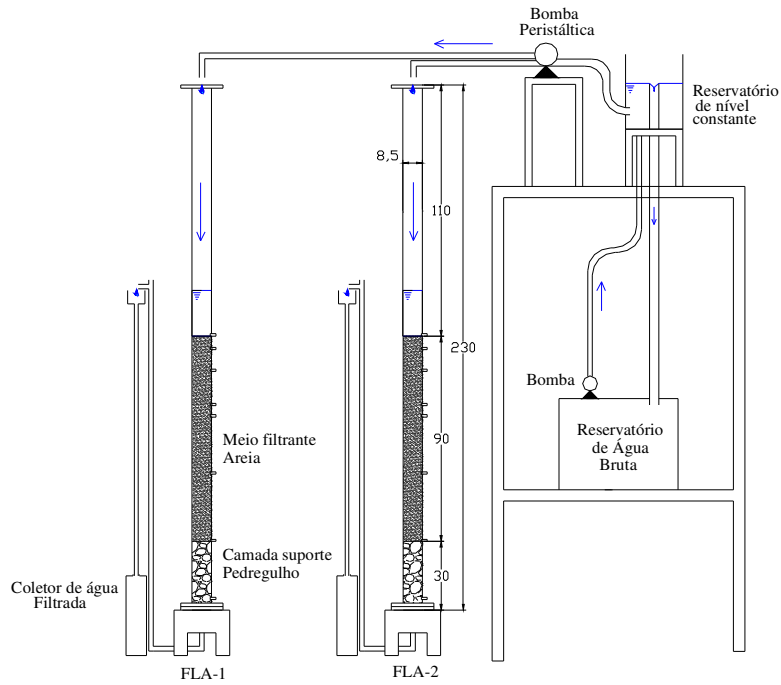


Figura 4.1 – Instalação piloto de filtração lenta (cotas em cm; sem escala).

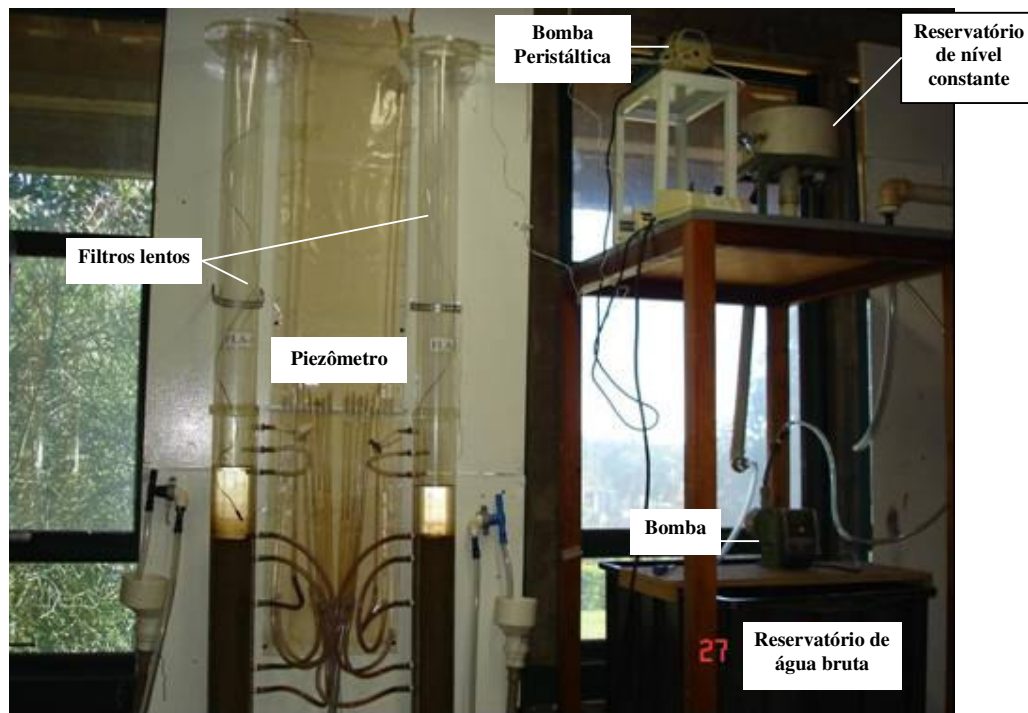


Figura 4.2 – Vista geral da instalação piloto de filtração lenta

Os filtros lentos (FLA-1 e FLA-2) foram montados em colunas de acrílico de 8,5 cm de diâmetro e 2,3 m de altura, sendo preenchidos com 90 cm de meio filtrante composto por areia. Abaixo dessa camada foram colocados 30 cm de pedregulho de granulometria fina, caracterizando a fração superior de uma camada suporte convencional, para minimizar a criação de caminhos preferenciais no meio filtrante. A Figura 4.3 apresenta a curva granulométrica da areia e a Tabela 4.1 apresenta as características granulométricas da areia adotadas para os filtros lentos.

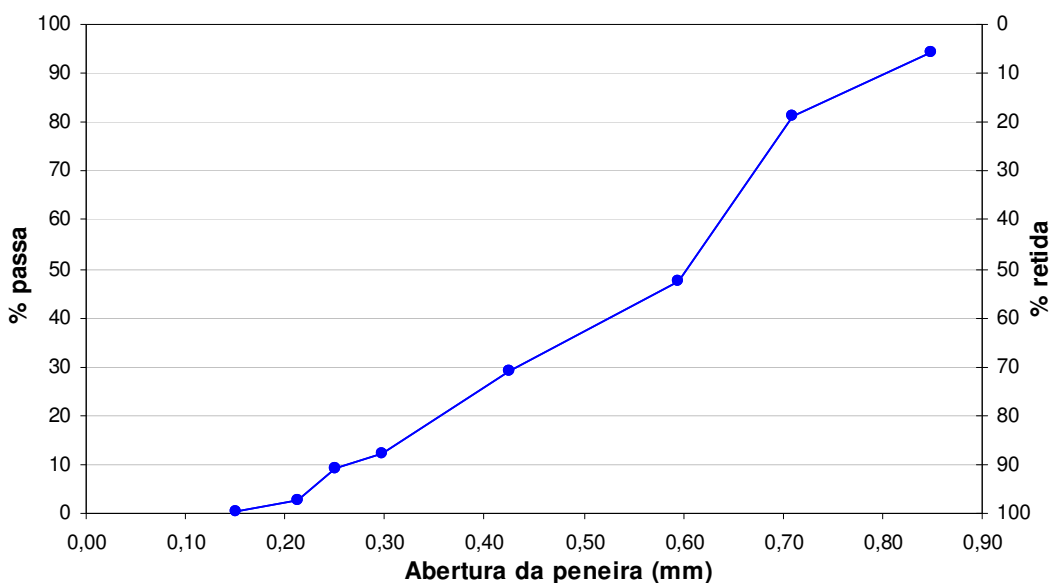


Figura 4.3 - Curva granulométrica da areia utilizada nos filtros lentos

Tabela 4.1 – Características do meio filtrante (areia) dos filtros lentos.

Parâmetro	Valores adotados
Tamanho dos grãos (mm)	0,15 - 0,83
Diâmetro efetivo – $d_{10}$ (mm)	0,28
Coefficiente de desuniformidade ( $d_{10}/d_{60}$ )	2
Espessura do meio filtrante(m)	0,90
Porosidade	0,40

A escolha dessas características granulométricas baseou-se nos resultados do estudo conduzido por Sá (2006), no qual foram avaliados parâmetros de projeto e operação da filtração lenta (diâmetro efetivo da areia, espessura do meio filtrante e taxa de filtração) para a remoção de *Microcystis aeruginosa* e microcistina. O coeficiente de desuniformidade, cujo valor influencia na penetração das impurezas no meio filtrante, foi

de 2. Os estudos recomendam que este valor seja mantido em torno de 2 a 3 (Hespanhol, 1987 e Di Bernardo, 1993). Apesar da espécie de cianobactéria utilizada no trabalho de Sá (2006) ser distinta da que foi objeto do presente trabalho, os valores podem ser adotados com segurança, já que as células de *Cylindrospermopsis raciborskii* são maiores que a *Microcystis aeruginosa*. Além disso, os valores adotados estão de acordo com as recomendações preconizadas pela literatura (Huisman, 1982; Hespanhol, 1987; Pyper e Logsdon, 1991; Di Bernardo, 1993).

Como forma de evitar o efeito “parede” no processo de filtração (formação de caminhos preferenciais) que podem levar a impactos negativos no desempenho dos filtros, a literatura (Lang *et al.*, 1993) recomenda que a razão entre o diâmetro do filtro e o diâmetro efetivo do meio filtrante (D/d) seja de 50:1, podendo atingir o mínimo de 26:1. Quanto maior a razão D/d, menor seria o efeito parede e maior a representatividade dos dados obtidos na instalação piloto com os dados de uma instalação em escala real. Contudo, deve-se levar em conta o custo da construção, deste modo deve-se buscar um valor que atenda as duas exigências. O valor médio da razão D/d do sistema de filtração lenta utilizado foi de 303:1, valor que atende perfeitamente o recomendado.

A determinação do valor da perda de carga em diferentes profundidades foi realizada por meio de tomadas de pressão instaladas ao longo do meio filtrante. A obtenção do valor da perda de carga é importante porque permite avaliar a penetração das impurezas no meio filtrante.

A Figura 4.4 apresenta um esquema detalhado dos filtros mostrando a espessura das camadas de areia e de pedregulho, assim como a posição das tomadas de pressão ao longo dessas camadas (pontos H1 a H8).

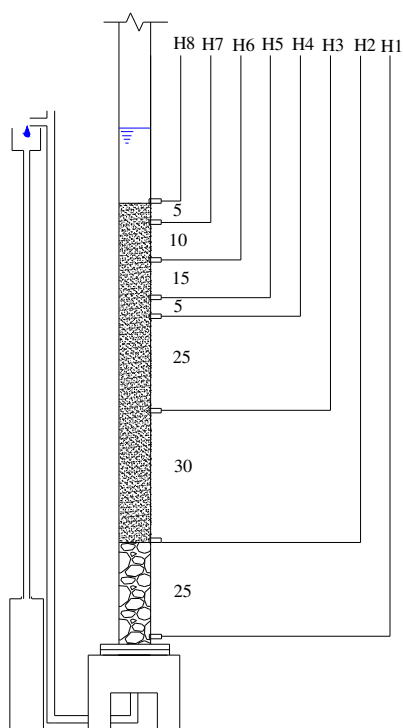


Figura 4.4 – Detalhe dos filtros lentos mostrando a posição das tomadas de pressão (cotas em cm; sem escala).

#### 4.2.2 – 2ª Etapa Experimental – FiME

Para a realização da 2ª Etapa Experimental, ao sistema de filtração lenta utilizado na 1ª Etapa Experimental (Figuras 4.1 e 4.2) foi acrescentado o sistema de pré-filtração em pedregulho. Dessa forma a instalação piloto passou a ter a configuração mostrada nas Figuras 4.5 e 4.6.

A instalação piloto de Filtração em Múltiplas Etapas consiste das seguintes unidades: um reservatório de água bruta, com capacidade de 310 L; uma bomba dosadora 1 (ProMinent, modelo GammaL); uma coluna de pré-filtração ascendente, dois reservatórios de nível constante (RNC1 e RNC2); uma bomba dosadora 2 (ProMinent, modelo Gamma4), uma bomba peristáltica (Masterflex, modelo 7518-00) e duas colunas de filtração lenta.

Assim como no caso da instalação de filtração lenta, a utilização de bombas dosadoras se deu em função da disponibilidade desses equipamentos, poderia ter sido utilizado outros tipos de bombas, contanto que conseguissem alimentar o sistema com a vazão necessária para mantê-lo em pleno funcionamento.

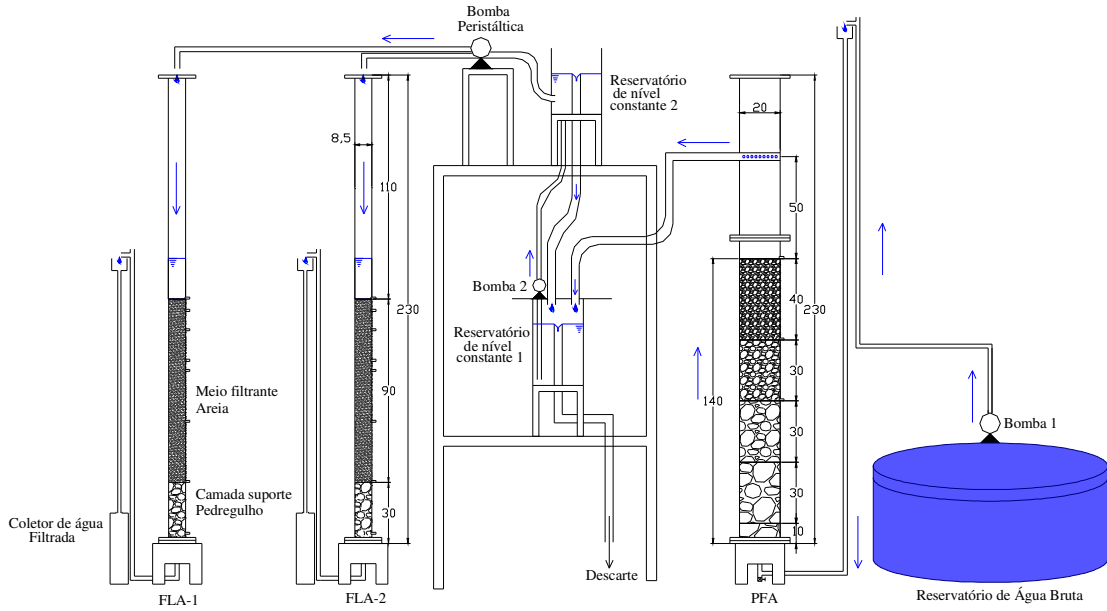


Figura 4.5 – Instalação piloto de Filtração em Múltiplas Etapas (cotas em cm; sem escala).

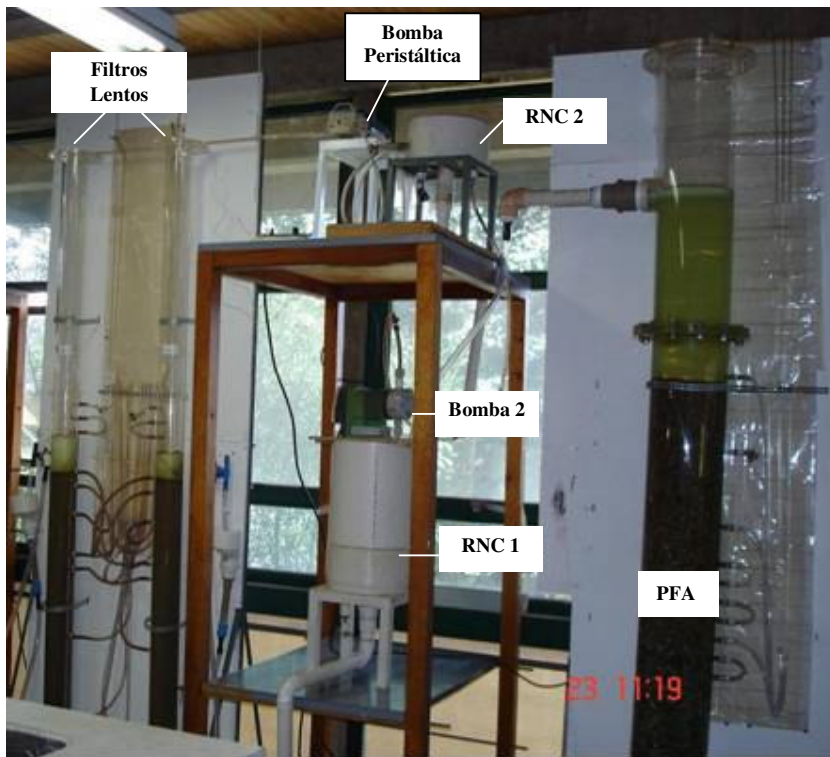


Figura 4.6 – Vista geral do sistema de Filtração em Múltiplas Etapas (FiME).

O pré-filtro ascendente (PFA) foi montado em coluna de acrílico de 20 cm de diâmetro e 2,30 m de comprimento, sendo preenchido 1,40 m pelo meio filtrante. O meio filtrante



utilizado segue as características granulométricas do utilizado no estudo de Mello (1998) e Souza Jr. (1999). Além disso, os valores adotados seguem os limites estabelecidos pela literatura para pré-filtros de pedregulho com escoamento ascendente (ver Tabela 3.6). As características granulométricas e as espessuras das camadas filtrantes adotadas para o pré-filtro ascendente estão relacionadas na Tabela 4.2 e podem ser visualizadas nas fotos da Figura 4.7.

Tabela 4.2 – Composição granulométrica do pré-filtro ascendente (PFA).

Subcamada	Espessura (m)	Granulometria (mm)
1ª - Topo	0,4	2, 4 a 4,8
2ª - Intermediária Superior	0,3	4,8 a 9,5
3ª - Intermediária	0,3	9,5 a 19,0
4ª - Intermediária Inferior	0,3	19,0 a 25,0
Camada Suporte	0,1	25,0 a 32,0



(a) 1ª Subcamada: 2,4 a 4,8 mm



(b) 2ª Subcamada: 4,8 a 9,5 mm



(c) 3ª Subcamada: 9,5 a 19,0 mm



(d) 4ª Subcamada: 19,0 a 25,0 mm

Figura 4.7 – Camadas granulares do pré-filtro ascendente (PFA).

De acordo com as características granulométricas adotadas para o PFA (maior diâmetro granular: 25 mm) e as dimensões da coluna de acrílico utilizada para a pré-filtração ascendente (diâmetro: 20cm), verifica-se que o valor da razão  $D/d$  ficou em 8:1, bem

abaixo do valor mínimo de 26:1 recomendado por Lang *et al.* (1993). Entretanto, estudo onde foi investigada a pré-filtração ascendente em escala piloto (Kuroda, 2002) com razão D/d de 5,5:1 (diâmetro do PFA: 14,1cm e maior diâmetro granular: 25,4mm), não apresentou problemas no desempenho da unidade de pré-filtração. Além disso, no estudo realizado por Kuroda (2002), foram testadas diferentes taxas de filtração para o PFA, variando de 60 a 240m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, e no caso do presente da trabalho a taxa de filtração adotada para o PFA foi de 10 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, condição que reduz a interferência do “efeito parede”.

A alimentação do pré-filtro ascendente foi realizada pela parte inferior da unidade por meio de uma tubulação de 20mm perfurada, com o intuito de permitir uma melhor distribuição da água na unidade e deste modo evitar a ocorrência de caminhos preferenciais no meio filtrante.

O efluente do PFA era coletado na sua parte superior por meio de uma tubulação perfurada e encaminhando para a caixa intermediária de nível constante com vertedor tulipa, para alimentar os filtros lentos. A Figura 4.8 apresenta uma vista da tubulação de saída de água do PFA. Em função das taxas de filtração adotadas no pré-filtro ascendente e nos filtros lentos, apenas uma fração do efluente do pré-filtro ascendente era encaminhada para os filtros lentos, ao passo que o restante era descartado.



Figura 4.8 – Tubulação de saída de água do pré-filtro ascendente (PFA).

A determinação da perda de carga total no PFA era realizada a partir da leitura da pressão (carga hidráulica) entre a tomada H1 e o piezômetro externo localizado na câmara de carga do pré-filtro ascendente (Figura 4.9(a)). Além da perda de carga total eram também

determinadas as perdas de carga na 1ª e 2ª subcamadas (topo e intermediária superior) do PFA, com auxílio das tomadas de pressão H1, H2 e H3. A perda de carga nas subcamadas inferiores era obtida pela diferença de pressão na tomada H3 e no piezômetro externo. Não houve preocupação no monitoramento das subcamadas inferiores em função dos resultados obtidos em estudos anteriores (Mello, 1998; Souza Júnior, 1999; Melo, 2003) que mostravam que a remoção no PFA era mais efetiva nas subcamadas superiores.

A Figura 4.9(b) apresenta um esquema detalhado do pré-filtro ascendente mostrando a espessura das subcamadas de pedregulho, assim como a posição das tomadas de pressão ao longo dessas camadas (pontos H1 a H3).

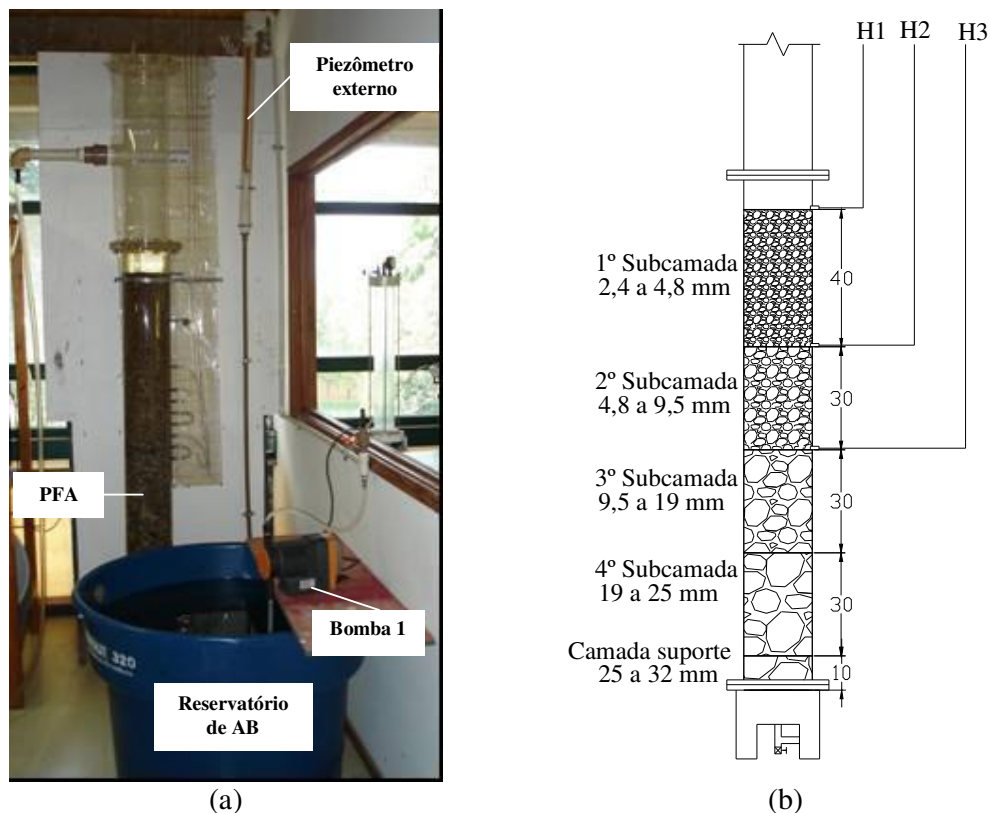


Figura 4.9 – (a) Pré-filtro ascendente e sistema de alimentação de AB; (b) Detalhe do pré-filtro ascendente mostrando a posição das tomadas de pressão (cotas em cm).

#### 4.3 – DESENVOLVIMENTO EXPERIMENTAL

Precedendo a realização dos experimentos de filtração que compuseram a 1ª Etapa Experimental, fez-se necessário a montagem dos filtros lentos, que exigiu o peneiramento do meio filtrante. Já para realização da 2ª Etapa Experimental, além da montagem do

sistema pré-filtração (coluna de filtração, sistema de alimentação de AB e peneiramento do meio filtrante), foi determinado o tempo de detenção da água nesse sistema.

Paralelamente aos ensaios de filtração necessários para atingir os objetivos propostos, foi realizado o cultivo de células de *Cylindrospermopsis raciborskii* devido à necessidade de introduzi-las em concentrações representativas na água bruta do lago Paranoá.

A seguir, é apresentado o detalhamento das atividades experimentais.

### **4.3.1 – Montagem dos Sistemas de Filtração**

#### 4.3.1.1 – Filtros Lentos (FLA-1 e FLA-2)

Os filtros lentos foram preenchidos com material filtrante (areia) com as características apresentadas na Tabela 4.1, para isso fez-se necessário o peneiramento da areia, que foi realizado de acordo com a norma NBR 7181 (ABNT, 1984).

Depois de obter o material com as características apropriadas, o mesmo foi lavado e colocado em estufa a 105°C, para secar. Este procedimento de secagem também auxilia na remoção de resíduos de matéria orgânica aderida aos grãos.

Com base na densidade da areia, na porosidade desejada e no volume a ser preenchido, foi determinada a massa de areia a ser usada para o preenchimento dos filtros. O material seco e em temperatura ambiente foi pesado, depois colocado nas colunas de acrílico que se encontravam parcialmente cheias de água. Esses procedimentos ajudam a evitar que a areia sofra uma estratificação acentuada e minimizam a presença de ar nos interstícios do meio filtrante e, como consequência, a ocorrência de caminhos preferenciais.

#### 4.3.1.2 – Pré-Filtro Ascendente em Pedregulho (PFA)

O material granular para compor o meio filtrante da unidade de pré-filtração ascendente em pedregulho (PFA), foi submetido ao peneiramento até a obtenção de um material com as características apresentadas na Tabela 4.2 e com quantidade suficiente para preencher o pré-filtro ascendente.

Depois de obter o material com as características apropriadas, o mesmo foi lavado para a remoção dos finos da superfície dos grãos e para separação dos materiais com densidade menor que o da água (pedaços de madeira, *etc.*) que, ao flutuarem, foram retirados manualmente. A lavagem foi realizada até que a água de lavagem se apresentasse visualmente clarificada.

O material filtrante foi colocado no pré-filtro ascendente com auxílio de béqueres até que atingisse a altura pré-determinada de cada subcamada.

#### **4.3.2 – Cultivo de *Cylindrospermopsis raciborskii* e produção de saxitoxinas**

Para a realização do trabalho proposto foram utilizadas células de *Cylindrospermopsis raciborskii* (cepa T3) produtora de saxitoxinas fornecidas pelo Laboratório de Ecofisiologia e Toxicologia de Cianobactérias (LETC) do Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho da UFRJ. Essas células de cianobactérias foram cultivadas no Laboratório de Análise de Águas (LAA) do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da UnB.

O cultivo das cianobactérias é unialgal, em meio de cultura ASM-1, que é um meio composto por apenas substâncias inorgânicas. Como medida de controle, o meio de cultura é esterilizado em autoclave para inativação de outros organismos que possam interferir no crescimento das cianobactérias. A sala de cultivo foi mantida sob condições de máxima assepsia com controle da temperatura (mantida em torno de 24°C), da intensidade luminosa (em torno de  $40\mu\text{Em}^{-2}\text{s}^{-1}$ ) e do foto-período (12:12 h). Além disso, dependendo do volume de cultivo, a aeração contínua pode ser requerida para conservar as células em suspensão. A concentração e o aspecto das células foram monitorados regularmente por meio de observações feitas utilizando-se de microscópio. A Figura 4.10 apresenta a sala de cultivo situada no Laboratório de Análise de Águas (LAA).

No intuito de aumentar o volume do cultivo, faz-se a repicagem do mesmo a cada 15 dias, pois é quando se atinge a fase de crescimento exponencial das células de *Cylindrospermopsis raciborskii*, momento em que a concentração do cultivo atinge em média  $10^7$  céls./mL. A proporção utilizada na repicagem é uma parte de célula para nove partes de meio de cultura novo. Deste modo, para obter um volume final de 70L de cultivo

com concentração de  $10^7$  céls./mL, deveria se ter um volume mínimo de cultivo de 7L, 15 dias antes.



(a) (b)  
Figura 4.10 – Sala de Cultivo no LAA (a) Visão geral do cultivo de *Cyndrospermopsis raciborskii* (b) Cultivo produzido em frascos com capacidade para 20L.

As células provenientes dessas culturas foram empregadas nos experimentos de filtração. Para isso, um volume adequado da cultura em fase exponencial de crescimento era adicionado à água base, no caso do presente trabalho consistiu de água bruta proveniente do lago Paranoá - Brasília-DF. A mesma foi escolhida por conferir ao experimento características mais próximas da realidade dos corpos d'água superficiais sujeitos à floração de cianobactérias. Para coleta da água do lago foi utilizado o sistema de captação de água bruta da Estação de Tratamento de Água – Piloto da UnB.

A depender da fase experimental, a água base foi inoculada com células viáveis de *Cyndrospermopsis raciborskii*, cultivadas em laboratório, ou com saxitoxinas extracelulares (dissolvidas) extraídas desse cultivo. Essa metodologia foi testada por Sá (2002 e 2006) e Arantes (2004) e mostrou-se eficiente. A utilização de células cultivadas em laboratório nos experimentos foi de fundamental importância, pois permitiu uma avaliação dos processos de filtração sob condições controladas.

Para obtenção das saxitoxinas extracelulares (dissolvidas), o concentrado de células de *Cyndrospermopsis raciborskii* foi submetido ao processo de gelo/degelo por três vezes consecutivas. Isso provoca o rompimento da membrana celular (lise) e conseqüentemente liberação de toxina e de outros compostos intracelulares para o meio líquido. Após esse

procedimento de lise celular, o concentrado era filtrado em membrana de abertura de  $1,22\mu\text{m}$  e posteriormente foi submetido à centrifugação em 3500rpm durante 15 minutos, para remoção do material particulado.

#### **4.3.3 – Obtenção do tempo de detenção**

Para estabelecimento da frequência de amostragem adequada aos filtros é necessária a obtenção do tempo médio de detenção da água nos mesmos. Esse tempo de detenção foi obtido com a realização de experimentos preliminares nos quais uma solução de NaCl (traçador salino) é utilizada como água afluyente aos filtros. A condutividade da água efluente é monitorada para verificação da completa substituição da água anterior. O íon cloreto detectado pela condutividade é um bom traçador, nesses casos, pois não tende a ser adsorvido pelo material filtrante.

Como o presente trabalho é uma continuidade do trabalho de Arantes (2004), para os filtros lentos foi adotado o tempo de detenção determinados por Arantes (2004), já que as condições de operação (taxa de filtração) e características do meio filtrante (tamanho dos grãos e espessura do meio filtrante) adotadas no presente trabalho são similares às utilizadas no estudo anterior. No ensaio realizado pelo autor, o valor da condutividade na água afluyente ao filtro lento foi de aproximadamente  $2000\ \mu\text{S}/\text{cm}$  e o tempo de detenção no filtro foi de cerca de 9,5 horas, para uma taxa de filtração média de  $3\ \text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ , como mostra a Figura 4.11.

Já com relação ao pré-filtro ascendente em pedregulho (PFA) foi necessária a realização do ensaio de determinação do tempo de detenção. O valor da condutividade da água afluyente (solução de NaCl) ao PFA foi de aproximadamente  $2000\ \mu\text{S}/\text{cm}$ . A taxa média de filtração adotada foi de  $10\ \text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$  ( $218\ \text{mL}/\text{min}$ ) e o tempo de detenção foi de cerca de 3 horas ( $180\ \text{min}$ ), como pode ser observado na Figura 4.12.

Observando as Figuras 4.11 e 4.12, pode-se notar uma diferença nos valores iniciais de condutividade da água efluente as unidades de filtração, tal diferença deve-se ao fato de que os filtros lentos estavam inicialmente preenchidos por água destilada, enquanto que o pré-filtro ascendente estava preenchido com água do lago Paranoá.



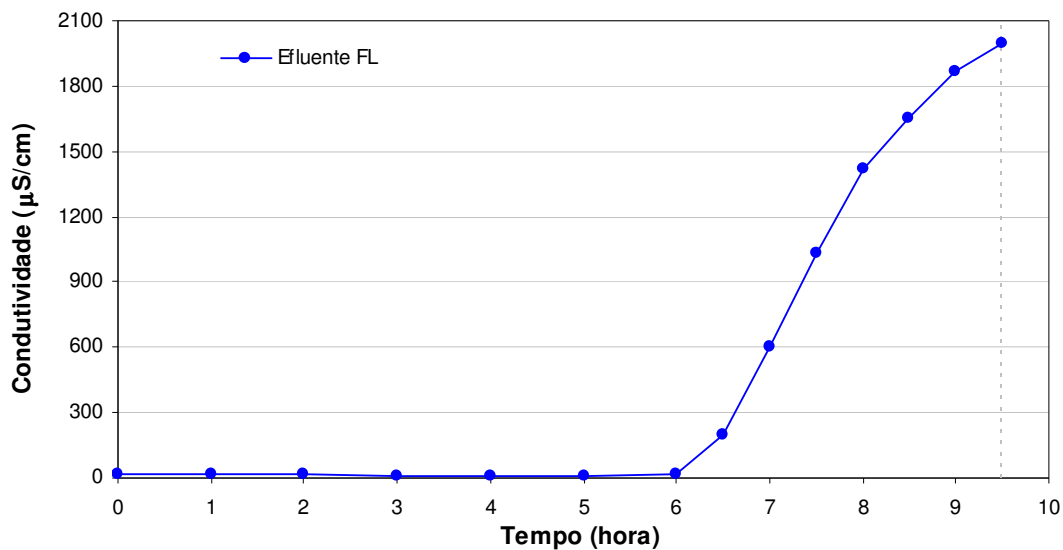


Figura 4.11 - Estimativa do tempo de retenção da água nos filtros lentos (Arantes, 2004 – modificada)

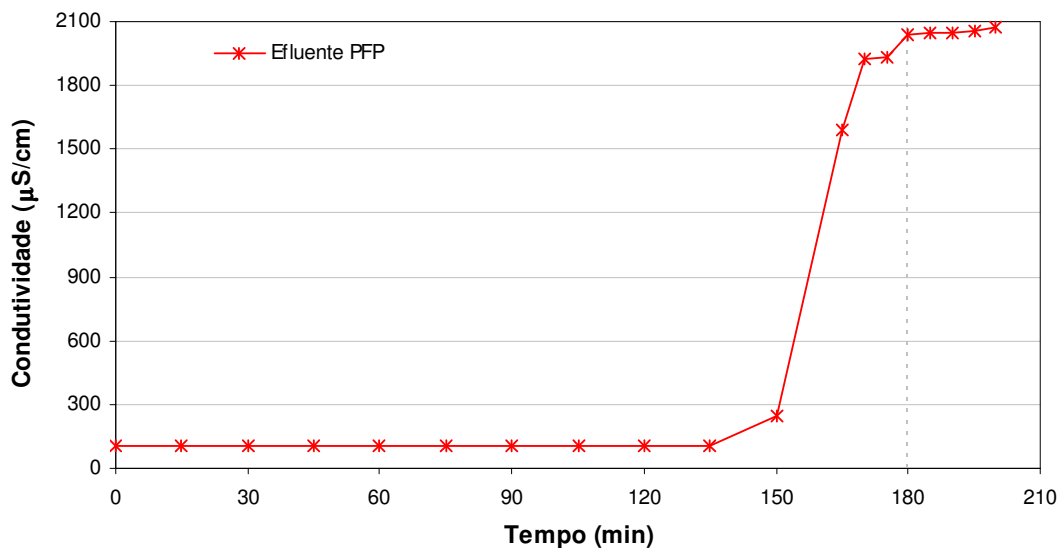


Figura 4.12 – Estimativa do tempo de retenção da água no pré-filtro ascendente

#### 4.3.4 – Experimentos

O desenvolvimento experimental consistiu de duas etapas, sendo que cada etapa é dividida em várias fases. Em todas as etapas a avaliação da eficiência do processo de tratamento baseia-se no monitoramento da água afluyente e efluente as unidades de filtração. Os exames de qualidade da água realizados durante as etapas experimentais foram:



alcalinidade, pH, turbidez, temperatura, clorofila-a, contagem de células de cianobactérias, coliformes totais, *Escherichia coli*, saxitoxinas intra e extracelulares.

Durante as etapas experimentais também foi monitorado diariamente o desenvolvimento da perda de carga no meio filtrante por meio de tomadas de pressão instalados em cada unidade de filtração, além do controle das vazões de cada unidade de filtração para garantir as taxas de filtração adotadas.

Todo o volume de água filtrada referente aos dias de inoculação de células de *C. raciborskii* ou saxitoxinas extracelulares na água afluyente às unidades filtrantes e posterior monitoramento, foi previamente submetido à oxidação com emprego de cloro livre, em dosagem suficiente para promover a morte das células de *C. raciborskii* e para a posterior oxidação das toxinas liberadas. Ao final de um tempo de detenção superior a 24 horas, o residual de cloro livre apresentava valores acima de 5 mg/L e finalmente podia ser descartado. Essa medida tinha como finalidade evitar a contaminação do meio ambiente por essa cianobactéria e cianotoxinas.

O detalhamento das fases de cada etapa está desenvolvido a seguir.

#### 4.3.4.1 – 1ª Etapa Experimental – Avaliação do impacto da concentração de células de *Cylindrospermopsis raciborskii* e saxitoxinas no desempenho do processo de filtração lenta

Nessa Etapa Experimental foi investigado o impacto da concentração de células de *Cylindrospermopsis raciborskii* e saxitoxinas extracelular no desempenho do processo de filtração lenta.

Durante essa etapa os filtros lentos foram operados com uma taxa de filtração de  $3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ . A escolha dessa taxa se deu em função dos resultados obtidos no estudo de Arantes (2004) e Sá (2006). De acordo com os autores, os filtros operados com taxa de filtração de 2 e  $3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$  apresentaram comportamentos semelhantes no que diz respeito à eficiência do tratamento. Dessa forma, optou-se pela taxa de filtração de  $3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ , pois a mesma implica em uma situação mais usual de projeto (Huisman, 1982; Hespanhol, 1987; Haarhoff e Cleasby, 1991).

Os filtros lentos operaram em regime de filtração de taxa constante e nível de água sobre o meio filtrante variável. A carga hidráulica disponível para operação dos filtros lentos, incluída a perda de carga inicial, é de cerca de 1,1m.

Para a execução dessa etapa foi necessária a realização de 3 experimentos (Experimentos 1, 2 e 3). A frequência de amostragem, de monitoramento e os parâmetros monitorados variam em cada fase experimental e estão descritos na Tabela 4.3. A Figura 4.13 apresenta o fluxograma das atividades realizadas em cada experimento da 1ª Etapa Experimental.

Tabela 4.3 – Frequência amostral das análises durante a 1ª Etapa Experimental.

Parâmetros	Fases				
	1/8/11	2/4/6/9/12	3/5/10/13	14	15
<b>pH</b>	Diariamente (AB e AF) <sup>1</sup>	2 vezes/ dia (AB e AF) <sup>1</sup>	Diariamente (AB e AF) <sup>1</sup>	2 vezes/ dia (AB e AF) <sup>1</sup>	Diariamente (AB e AF) <sup>1</sup>
<b>Turbidez</b>	Diariamente (AB e AF) <sup>1</sup>	2 vezes/ dia (AB e AF) <sup>1</sup>	Diariamente (AB e AF) <sup>1</sup>	2 vezes/ dia (AB e AF) <sup>1</sup>	Diariamente (AB e AF) <sup>1</sup>
<b>Temperatura</b>	Diariamente (AS) <sup>1</sup>	Diariamente (AS) <sup>1</sup>	Diariamente (AS) <sup>1</sup>	Diariamente (AS) <sup>1</sup>	Diariamente (AS) <sup>1</sup>
<b>Alcalinidade</b>	A cada 2 dias (AB e AF) <sup>1</sup>	Diariamente (AB e AF) <sup>1</sup>	A cada 2 dias (AB e AF) <sup>1</sup>	Diariamente (AB e AF) <sup>1</sup>	A cada 2 dias (AB e AF) <sup>1</sup>
<b>Coliformes totais e <i>E. coli</i></b>	Diariamente (AB e AF) <sup>1</sup>				
<b>Clorofila-a</b>	Diariamente (AB e AF) <sup>1</sup>	Diariamente (AB e AF) <sup>1,2</sup>			
<b>Contagem de células de cianobactérias</b>	-	Diariamente (AB) <sup>1</sup>	-	-	-
<b>Saxitoxinas totais</b>	-	Diariamente (AB <sup>1</sup> e AF <sup>2</sup> )	Diariamente (AF) <sup>2</sup>	-	-
<b>Saxitoxinas extracelulares</b>	-	Diariamente (AB <sup>1</sup> e AF <sup>2</sup> )	Diariamente (AF) <sup>2</sup>	Diariamente (AB <sup>1</sup> e AF <sup>2</sup> )	Diariamente (AF) <sup>2</sup>

AB (Água Bruta); AF (Água Filtrada); AS (Água Sobrenadante)

1. Amostra pontual

2. Amostra composta coletada por um período de 8 horas.

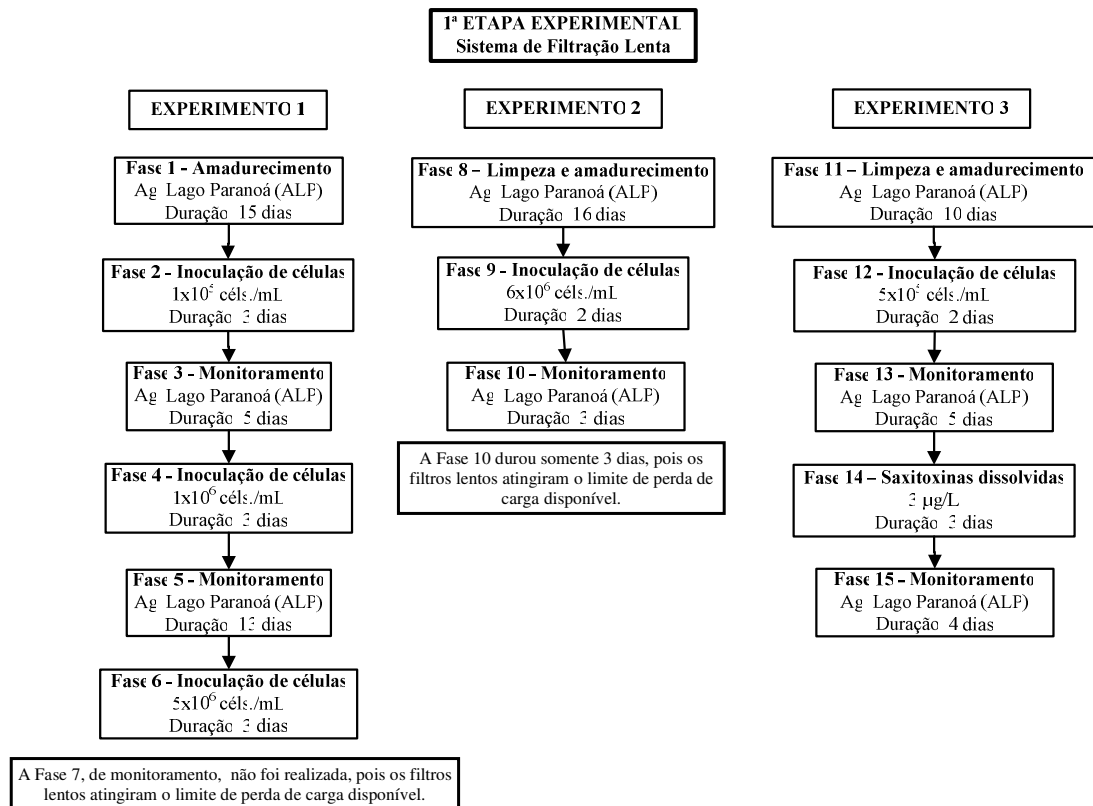


Figura 4.13 – Fluxograma referente à seqüência de atividades realizadas durante a 1ª Etapa Experimental

### Experimento 1

- *Fase 1 - Amadurecimento*

Inicialmente os dois filtros lentos foram alimentados com a água do lago Paranoá por um período de 16 dias, denominado de “amadurecimento”, que permitiu o desenvolvimento da comunidade biológica no interior dos filtros. Ao término desse período, os filtros atingiram um grau de maturação que permitiu uma avaliação de sua eficiência em situação operacional regular. A avaliação da eficiência de remoção de turbidez, de clorofila-a, de coliformes totais e *Escherichia coli* foi utilizada para verificação do amadurecimento dos filtros.

- *Fase 2 – Alimentação dos filtros com água bruta contendo  $1 \times 10^5$  céls./mL de *C. raciborskii**

Nessa fase, a água do Lago Paranoá foi inoculada com células de *Cylindrospermopsis raciborskii* para atingir uma concentração aproximada de  $1 \times 10^5$  céls./mL, simulando uma floração. Os filtros foram alimentados com essa água por um período de 3 dias.

Durante essa fase e todas as demais fases em que foram inoculadas células na água afluyente aos filtros (Fases 4, 6, 9 e 12), foi introduzido um aerador (compressor de ar para aeração em aquário) no reservatório de água bruta com a finalidade de minimizar a sedimentação, além de fornecer oxigênio as células de *C. raciborskii* e evitar a sua lise no reservatório.

A escolha por se trabalhar com uma concentração aproximada de  $1 \times 10^5$  céls./mL se deu devido a esse valor de concentração já ser caracterizado como preocupante na Portaria MS nº 518 (Brasil, 2004) que diz, em seu Capítulo 5, artigo 18, inciso 5º, que “*Sempre que o número de cianobactérias na água do manancial, no ponto de captação, exceder 20.000 células/mL, [...], será exigida a análise semanal de cianotoxinas na água na saída do tratamento e nas entradas das clínicas de hemodiálise e indústrias de injetáveis [...].*” Além disso, há relatos na literatura da ocorrência desse nível de concentração em águas naturais brasileiras (Yunes *et al.*, 2003).

A limitação de 3 dias para a simulação de floração foi associada à dificuldade da obtenção de grandes volumes de cultivo puro de *Cylindrospermopsis raciborskii* para realizar avaliações de mais longo prazo.

- *Fase 3 – Monitoramento*

Os filtros lentos voltaram a ser alimentados unicamente com água do Lago Paranoá por 5 dias com o objetivo de observar a ocorrência de traspasse de células viáveis de *C. raciborskii* ou de lise das células previamente retidas no meio filtrante. O fim do monitoramento era determinado pelo retorno das características da água filtrada a valores semelhantes aos que a água filtrada apresentava nos dias anteriores à passagem de células, ou seja, a água efluente com ausência de saxitoxinas intra e extracelulares. Também foi levado em conta os resultados dos estudos anteriores (Sá, 2002 e 2006; Arantes, 2006) para determinação da duração dessa fase.

- *Fase 4 – Alimentação dos filtros com água bruta contendo  $1 \times 10^6$  céls./mL de *C. raciborskii**

Essa fase foi idêntica à Fase 2, porém a água base foi inoculada com uma concentração de *C. raciborskii* dez vezes maior, caracterizando uma floração de elevada intensidade.

- *Fase 5 – Monitoramento*

A Fase 5 por sua vez, foi idêntica à Fase 3. A duração da Fase 5 (13 dias) foi maior do que o necessário para que a água filtrada retornasse a características antes da inoculação de células na água bruta, em função de necessidade de tempo para se obter o volume de cultivo de células de *C. raciborskii* para utilização na fase posterior, Fase 6.

- *Fase 6 – Alimentação dos filtros com água bruta contendo  $5 \times 10^6$  céls./mL de *C. raciborskii**

Essa fase foi idêntica às Fases 2 e 4, porém a água bruta foi inoculada com concentração de células de *C. raciborskii* ainda maior.

A concentração de cianobactérias de  $5 \times 10^6$  céls./mL, bem como a de  $10^6$  céls./mL (Fase 4) são bastante elevadas, e um reservatório com esses valores de concentrações de *C. raciborskii* é considerado muito eutrofizado.

- *Fase 7 – Monitoramento*

Fase idêntica às Fases 3 e 4, contudo não foi realizada de forma adequada, pois ao término da Fase 6, os filtros lentos haviam utilizado toda a carga hidráulica disponível (1,10m), não permitindo a execução do monitoramento dos filtros lentos.

## Experimento 2

Como não foi possível executar a Fase 7, foi realizado um segundo experimento (Experimento 2) de menor duração. Buscou-se garantir condições de operação dos filtros lentos similares, para avaliar o impacto nos filtros lentos quando alimentados por água com concentração de  $6 \times 10^6$  céls./mL. As fases experimentais referentes ao Experimento 2 são detalhadas a seguir:

- *Fase 8 – Limpeza e amadurecimento*

A limpeza nos dois filtros lentos consiste na remoção dos primeiros 5cm de areia por meio de sifonamento. A areia retirada dos filtros foi cuidadosamente lavada e seca em estufa. A reposição dessa areia foi realizada de acordo com esquema proposto por Hespanhol (1987). Uma parte da areia remanescente nos filtros lentos foi removida (cerca de 15cm), a areia limpa foi posicionada no seu lugar e a areia remanescente foi reposicionada no topo da meio filtrante. Esse arranjo permite um amadurecimento mais rápido do filtro quando o mesmo é reposto em operação, já que a areia remanescente no filtro é rica em microrganismos. A Figura 4.14 apresenta o esquema de reposição da areia.

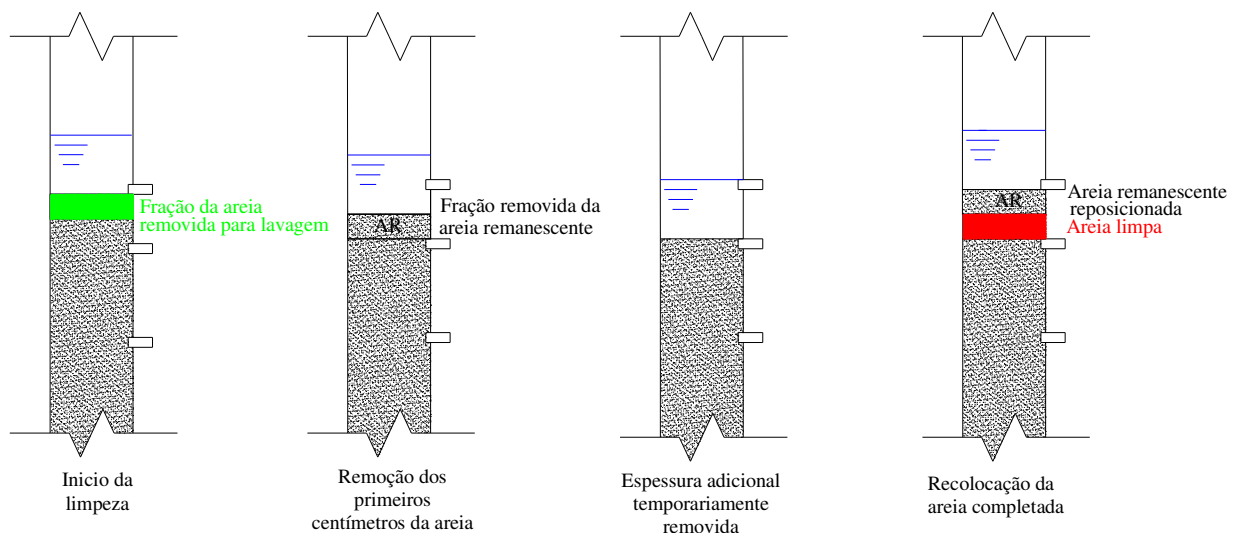


Figura 4.14 – Esquema de reposição da areia no filtro lento

Deve-se ressaltar que o meio filtrante dos filtros lentos permaneceu totalmente submerso durante todo o processo de limpeza. Tal procedimento foi adotado com o intuito de evitar a entrada de ar no meio filtrante, além de minimizar possíveis alterações que poderiam afetar negativamente a eficiência dos filtros lentos. Os resultados do estudo realizado por Hendricks e Bellamy (1991) sugerem que o principal fator que contribui para a provável diminuição na qualidade do efluente dos filtros lentos após a limpeza não é a retirada da camada superficial, e sim o fato do leito ficar seco por algumas horas, o que desestabiliza a comunidade biológica, sendo necessário um maior tempo de amadurecimento após o início da operação.

Após o procedimento de limpeza, os filtros foram colocados em funcionamento e, um novo período de amadurecimento, similar à Fase 1, foi iniciado com a alimentação dos filtros com água do lago Paranoá. Essa fase teve duração de 16 dias.

- *Fase 9 – Alimentação dos filtros com água bruta contendo  $6 \times 10^6$  céls./mL de *C. raciborskii**

Repetiu-se a Fase 6, contudo o período de inoculação foi diminuído para 2 dias com o intuito de poder realizar o monitoramento da água efluente após a fase de inoculação de células na água bruta.

- *Fase 10 – Monitoramento*

Fase idêntica às Fases 3 e 5. Essa fase durou apenas 3 dias, pois os dois filtros lentos mais uma vez atingiram a perda de carga limite.

### Experimento 3

O Experimento 3 teve como objetivo avaliar preliminarmente a capacidade de remoção de saxitoxinas extracelulares (dissolvidas) pelo processo de filtração lenta. As fases experimentais referentes ao Experimento 3 são detalhadas a seguir:

- *Fase 11 – Limpeza e amadurecimento*

A limpeza nos dois filtros lentos foi realizada da mesma forma como foi descrito na Fase 8 do Experimento 2. Imediatamente após o procedimento de limpeza, um novo período de amadurecimento, similar às Fases 1 e 8, foi iniciado com a alimentação com água do lago Paranoá. Essa fase teve duração de 10 dias.

- *Fase 12 – Alimentação dos filtros com água bruta contendo  $5 \times 10^5$  céls./mL de *C. raciborskii**

Essa fase é idêntica às Fases 2, 4, 6 e 9, contudo a água do Lago Paranoá foi inoculada com células de *C. raciborskii* na concentração aproximada de  $5 \times 10^5$  céls./mL. Os filtros foram alimentados com essa água por um período de 2 dias.

Apesar do Experimento 3 ter o intuito de avaliar os filtros lentos quando alimentados por saxitoxinas extracelulares, optou-se por inocular células de *C. raciborskii* antes da passagem de saxitoxinas extracelulares com base nos resultados do estudo de Sá (2006). Segundo o autor, nas fases em que os filtros foram alimentados com água contendo microcistina apenas na fração extracelular, observou-se que a quantidade de massa removida de microcistina parece depender da aclimação da comunidade biológica. Essa aclimação é decorrente de uma exposição prévia à microcistina.

Deste modo, optou-se por inocular uma concentração de  $5 \times 10^5$  céls./mL de *C. raciborskii*, já que pelos resultados obtidos nos Experimentos 1 e 2, a faixa de concentração de células de *C. raciborskii* de  $1 \times 10^5$  a  $1 \times 10^6$  céls./mL, parece não provocar grandes alterações na perda de carga dos filtros lentos.

- *Fase 13 – Monitoramento*

Fase idêntica às Fases 3, 5 e 10. Os filtros lentos voltaram a ser alimentados unicamente com água do lago Paranoá com o objetivo de observar a ocorrência de traspasse de células viáveis de *C. raciborskii*. Essa fase durou 5 dias.

- *Fase 14 – Alimentação dos filtros com água bruta contendo  $3 \mu\text{g/L}$  de saxitoxinas extracelulares*

Os filtros foram alimentados, por um período de 3 dias, com água bruta composta pela água do lago Paranoá com presença de saxitoxinas extracelulares na concentração de cerca de  $3 \mu\text{g/L}$ . Esse valor de concentração de saxitoxinas foi escolhido por ser aproximadamente equivalente à quantidade de saxitoxinas liberada pelo rompimento de uma concentração de células de *C. raciborskii* da ordem de  $10^6$  céls./mL.

- *Fase 15 – Monitoramento*

Os filtros lentos voltaram a ser alimentados unicamente com água do lago Paranoá por um período de 4 dias. Dentre os parâmetros que foram monitorados nesta fase, apresentados na Tabela 4.2, destaca-se a importância das saxitoxinas extracelulares na água filtrada que tinham como objetivo avaliar a ocorrência de carreamento das mesmas.



#### 4.3.4.2 – 2ª Etapa Experimental – Avaliação da aplicabilidade da FiME na remoção de células de *Cylindrospermopsis raciborskii*

Com base nos resultados obtidos durante a 1ª Etapa Experimental, foi possível verificar que para concentrações mais elevadas de *C. raciborskii* ( $1 \times 10^6$  a  $6 \times 10^6$  céls./mL), a filtração lenta como única etapa de tratamento não se apresenta como alternativa mais apropriada, pois tem seu desempenho comprometido pelo acelerado desenvolvimento da perda de carga. A discussão sobre esse fenômeno será detalhada no Capítulo 5 do presente trabalho.

Deste modo, optou-se por realizar um estudo preliminar da utilização da pré-filtração em pedregulho como forma de pré-tratamento da água afluente aos filtros lentos. Portanto, o objetivo dessa etapa foi verificar a aplicabilidade da Filtração em Múltiplas Etapas (FiME) no tratamento de água com elevadas concentrações de células de *C. raciborskii*.

Durante essa etapa, o pré-filtro ascendente foi operado com taxa de filtração de  $10 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$  e os filtros lentos continuaram sendo operados com uma taxa de filtração de  $3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ . O valor da taxa de filtração para o pré-filtro ascendente foi adotado com base em estudos realizados por Visscher *et al.* (1996), é um valor baixo e conservador para unidades de pré-filtração ascendente (Tabela 3.3), contudo sua adoção é interessante para uma primeira avaliação da utilização do PFA como sistema de pré-tratamento de água com elevadas concentrações de *C. raciborskii*.

A frequência de amostragem para realização de análises de qualidade da água durante a 2ª Etapa Experimental é apresentada na Tabela 4.4.

Para melhor entendimento e visualização da seqüência de atividades realizadas durante a 2ª etapa experimental foi construído um fluxograma que é apresentado na Figura 4.15.

Tabela 4.4 – Frequência amostral das análises durante a 2ª Etapa Experimental.

Parâmetros	Fases		
	1	2/4	3/5
<b>pH</b>	Diariamente (AB e AF) <sup>1</sup>	2 vezes/ dia (AB e AF) <sup>1</sup>	Diariamente (AB e AF) <sup>1</sup>
<b>Turbidez</b>	Diariamente (AB e AF) <sup>1</sup>	2 vezes/ dia (AB e AF) <sup>1</sup>	Diariamente (AB e AF) <sup>1</sup>
<b>Temperatura</b>	Diariamente (AS) <sup>1</sup>	Diariamente (AS) <sup>1</sup>	Diariamente (AS) <sup>1</sup>
<b>Alcalinidade</b>	A cada 2 dias (AB e AF) <sup>1</sup>	Diariamente (AB e AF) <sup>1</sup>	A cada 2 dias (AB e AF) <sup>1</sup>
<b>Coliformes totais e <i>E. coli</i></b>	Diariamente (AB e AF) <sup>1</sup>		
<b>Clorofila-a</b>	Diariamente (AB e AF) <sup>1</sup>	Diariamente (AB <sup>1</sup> e AF <sup>2</sup> )	Diariamente (AB <sup>1</sup> e AF <sup>2</sup> )
<b>Contagem de células de cianobactérias</b>	-	Diariamente (AB <sup>1</sup> )	Ocasionalmente (AF <sup>2</sup> )
<b>Saxitoxinas totais</b>	-	Diariamente (AB <sup>1</sup> e AF <sup>2</sup> )	Diariamente (AF <sup>2</sup> ) <sup>2</sup>
<b>Saxitoxinas extracelulares</b>	-	Diariamente (AB <sup>1</sup> e AF <sup>2</sup> )	Diariamente (AF <sup>2</sup> )

AB (Água Bruta); AF (Água Filtrada); AS (Água Sobrenadante)

1. Amostra pontual

2. Amostra composta coletada por um período de 8 horas.

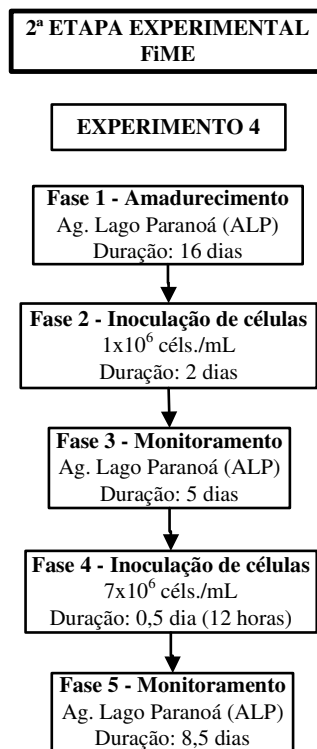


Figura 4.15 – Fluxograma referente à seqüência de atividades realizadas durante a 2ª Etapa Experimental

- *Fase 1 – Amadurecimento*

Para possibilitar o amadurecimento mais rápido dos filtros lentos, inicialmente essas unidades foram alimentadas diretamente com a água do Lago Paranoá (sem passar pelo PFA) por um período de 11 dias. Só a partir do 11º dia, que o pré-filtro ascendente foi colocado em operação e, conseqüentemente, os filtros lentos começaram a receber o efluente do pré-filtro ascendente (PFA). Tal procedimento é recomendado por Di Bernardo (1993), ou seja, nos dois ou três dias de funcionamento o filtro lento deve ser alimentado diretamente com água bruta ou com efluente do pré-filtro dinâmico, desviando-se a água do pré-filtro ascendente em pedregulho. Segundo o autor, o não atendimento a essa recomendação prolonga demasiadamente o período de amadurecimento do filtro lento e causa a penetração excessiva de partículas menores na camada de areia.

A fase de amadurecimento teve duração total de 16 dias, e seu término foi identificado pelo bom desempenho das unidades de filtração na remoção de turbidez, de clorofila-a, de coliformes totais e *Escherichia coli*. Também foram monitorados os parâmetros de pH, temperatura, e alcalinidade (Tabela 4.4).

- *Fase 2 – Alimentação do sistema de filtração com água bruta contendo  $1 \times 10^6$  céls./mL de *C. raciborskii**

A água do lago Paranoá foi inoculada com células de *C. raciborskii* na concentração de  $1 \times 10^6$  céls./mL por um período de 2 dias. Essa concentração de *C. raciborskii* foi escolhida em função dos resultados da 1ª Etapa Experimental.

- *Fase 3 – Monitoramento*

As unidades de filtração foram alimentadas unicamente com água do Lago Paranoá por um período de 5 dias com o intuito de observar a ocorrência de traspasse de células de *C. raciborskii* e de saxitoxinas.

- *Fase 4 – Alimentação do sistema de filtração com água bruta contendo  $7 \times 10^6$  céls./mL de *C. raciborskii**

Fase idêntica à Fase 2, contudo a concentração de células de *C. raciborskii* na água bruta foi de  $7 \times 10^6$  céls./mL. Essa fase teve duração de 12 horas.

Optou-se por realizar uma fase mesmo com pequena duração (12 horas), mas que simulasse uma floração com o máximo de concentração possível de células de *C. raciborskii*, tendo como limitação o volume de cultivo necessário, cerca de 70L, com o intuito de verificar o desempenho do PFA.

- *Fase 5 – Monitoramento*

Essa fase é idêntica à Fase 3, e teve duração de 8 dias.

#### 4.3.4.3 – Coleta de amostras

Como pode ser observado nas Tabelas 4.3 e 4.4, a amostragem para determinação dos parâmetros de pH, turbidez, temperatura, alcalinidade, coliformes totais e *E. coli* foi pontual e realizada ao longo de todo o experimento, sendo que no período de inoculação de células viáveis de *Cylindrospermopsis raciborskii* e de saxitoxinas extracelulares, a coleta de amostra era intensificada com o objetivo de identificar possíveis variações na concentração desses parâmetros ao longo do dia de experimento.

A temperatura da água sobrenadante dos filtros lentos (AS) foi medida por meio de sensores de temperatura digitais (Marca: TFA<sup>®</sup>). Esses sensores forneciam a temperatura da água momentaneamente, além de registrar os valores de temperatura máxima e mínima obtidos durante o dia. Tal parâmetro é importante, pois a temperatura influencia na eficiência de remoção dos filtros lentos, já que uma boa parte da remoção do filtro lento é referente à atividade biológica.

No que diz respeito ao parâmetro de clorofila-a, durante a fase de amadurecimento, a coleta de amostras foi pontual e após essa fase foram realizadas coletas compostas (período de 8 horas) para a verificação da qualidade média da água e redução de números de amostras.

Optou-se pela coleta de amostras compostas da água filtrada, também por períodos de 8 horas, como no caso da clorofila-a, para a determinação dos parâmetros de contagem de células de cianobactérias e saxitoxinas extra e intracelulares, já que as amostras se mostram mais representativas da qualidade média da água. Além disso, a escolha dessa forma de amostragem permitiu reduzir o número de análises de saxitoxinas por CLAE

(Cromatografia Líquida de Alta Eficiência) que são análises que demandam bastante tempo para sua realização.

Cabe ressaltar que a coleta das amostras de água filtrada, tanto simples quanto composta, foi realizada levando-se em consideração o tempo de detenção da água no interior das unidades de filtração. Dessa forma era garantido que uma fração de água efluente era relativa a uma determinada fração previamente amostrada da água afluyente. A obtenção dos tempos de detenção dos filtros lentos e pré-filtro ascendente foi apresentada no item 4.3.3 do presente trabalho.

#### 4.4 – MÉTODOS DE ANÁLISE

Como já foi mencionado, os parâmetros avaliados durante os experimentos foram: alcalinidade, clorofila-a, coliformes totais e *E. coli*, contagem de células de cianobactérias, oxigênio dissolvido, pH, temperatura, turbidez e saxitoxinas intra e extracelulares. A Tabela 4.5 apresenta resumidamente os parâmetros avaliados, os métodos e os equipamentos empregados durante o desenvolvimento do trabalho.

Tabela 4.5 – Parâmetros avaliados e seus respectivos métodos e equipamentos.

<b>Parâmetro</b>	<b>Método para análise</b>	<b>Equipamento</b>
Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	Titulação com H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> – 0,02M	Titulador Witeg MODEL TITREX2000
Clorofila-a (µg/L)	Extração em clorofórmio-metanol medida de absorbância em λ = 665 e 750nm	Espectrofotômetro (HACH/DR-4000)
Coliformes totais e <i>E. coli</i> (NMP/100mL)	Substrato cromogênico ONPG-MUG	Seladora para cartelas do Colilert e estufa Fanem
Contagem de células de cianobactérias (célis./mL)	Contagem microscópica utilizando câmara Sedgwick-Rafter ou câmara Naubauer	Microscópio Ótico da Marca Leica
Oxigênio Dissolvido	Eletrométrico	Medidor YSI MODEL 95/10
pH	Potenciométrico	pHmetro ORION/ MODEL 310
Temperatura (°C)		Termômetro Digital (TFA®)
Turbidez (uT)	Nefelométrico	Turbidímetro (HACH/2100AN)
Saxitoxinas (µg/L)	Cromatografia Líquida	Cromatografo Líquido de Alta Eficiência com derivatização pós-coluna e detecção de fluorescência (CLAE-FLD)
	Imuno-químico	ELISA - Ridascreen® Fast Saxitoxin Espectrofotômetro BIO-RAD 550

A determinação dos parâmetros alcalinidade, pH, turbidez, coliformes totais e *E. coli* foi realizada empregando-se os métodos recomendados pelo *Standard Methods* (APHA, AWWA, WPCF, 1999). Nos itens a seguir são detalhadas as metodologias utilizadas para a quantificação de clorofila-a, contagem de cianobactérias e saxitoxinas.

#### 4.4.1 – Clorofila-a

O procedimento adotado para as análises de clorofila-a foi proposto por Wood (1985). A amostra de água é filtrada em membrana de microfibras de vidro com abertura de cerca de 1 µm. As células das algas e cianobactérias com tamanho superior a esse ficam então retidas nesse filtro. O filtro é imerso em 10mL de uma solução de clorofórmio: metanol (2:1), em frasco de vidro, em ambiente escuro, por quatro horas, para extração da clorofila-a e outros pigmentos presentes nas algas. Após esse intervalo de tempo, a absorbância desse extrato é então medida em dois comprimentos de onda, 665 e 750 nm. A determinação da concentração é obtida de acordo com a Equação 4.1.

$$\text{Clorofila} - a(\mu\text{g} / \text{L}) = \frac{P \cdot (A_{665} - A_{750}) \cdot F \cdot V}{S \cdot PL} \quad \text{Equação (4.1)}$$

Onde:

P = 13,2 mg.cm/L = constante de proporcionalidade derivada do coeficiente de extração molar de clorofórmio:metanol;

A665 e A750 = valores de absorbância do extrato medida em  $\lambda = 665$  e  $\lambda = 750$  nm;

F = Fator de correção de unidades = 1000 µg/mg;

V = Volume da solução clorofórmio:metanol utilizada na extração, em mL;

S = Volume da amostra filtrada, em mL;

PL = Caminho óptico através da solução, em cm, equivalente à dimensão interna da cubeta; de leitura no espectrofotômetro.

#### 4.4.2 – Contagem de células de cianobactérias

Para realização da contagem de células de cianobactérias, as amostras coletadas eram fixadas com lugol e mantidas em refrigeração como medidas de conservação. Antes da

realização da análise, a amostra era homogeneizada e era retirada uma sub-amostra, a qual era submetida a procedimentos diferenciados a depender da concentração de células.

As amostras com baixa concentração de células de *C. raciborskii* (menores que  $10^5$  céls./mL), como as amostras referentes a água efluente das unidades de filtração, eram colocadas em provetas (utilizadas como câmaras de sedimentação) e permaneciam sedimentando por 24h. Em seguida, era removido um volume conhecido da água sobrenadante. O volume restante na proveta era homogeneizado, em seguida uma alíquota da amostra era transferida para uma câmara de contagem com volume de 1mL, denominada de câmara Sedgwick-Rafter, e levada ao microscópio ótico (Marca Leica), onde era realizada a contagem das células de cianobactérias.

As amostras com concentrações mais elevadas de *C. raciborskii* (maior que  $10^5$  céls./mL), geralmente amostras do cultivo puro de *C. raciborskii* e água afluyente às unidades de filtração nas fases de inoculação de células dispensavam o processo de concentração descrito anteriormente. Além disso, ao invés da câmara Sedgwick-Rafter, utilizou-se a câmara de Neubauer que consiste em uma lâmina de microscopia com marcações em quadrante e de dimensões conhecidas. Essa câmara, além de requerer pequena quantidade de amostra (100  $\mu$ L), tem a vantagem do trabalho de contagem ser facilitado pela existência das marcações na própria lâmina.

No microscópio ótico eram contados os filamentos de *C. raciborskii*. De acordo com estudos realizados no LAA, em média cada filamento de *C. raciborskii* possuía 10 células.

#### **4.4.3 – Saxitoxinas**

##### 4.4.3.1 - Cromatografia Líquida de Alta Eficiência (CLAE)

O método utilizado para analisar as saxitoxinas durante a 1ª Etapa Experimental foi o da cromatografia líquida de alta eficiência com derivatização pós-coluna e detecção de fluorescência (CLAE-FLD).

As análises utilizando a CLAE-FLD foram realizadas no Laboratório de Toxinologia do Departamento de Ciências Fisiológicas – Instituto de Ciências Biológicas da UnB .

Face às baixas concentrações de toxinas produzidas pela cepa T3 e o limite de detecção do equipamento, para proceder às análises, fazia-se necessário a realização de um processo de purificação e concentração das saxitoxinas presentes nas amostras. A purificação minimiza a interferência relativa à presença de outros compostos orgânicos, facilitando a interpretação dos cromatogramas gerados, ao passo que a concentração permite a detecção de baixos teores de saxitoxinas.

A metodologia adotada para purificação e concentração das saxitoxinas foi descrita por Arantes (2004), que é baseada na rotina utilizada por Pires Jr. *et al.* (2002) *apud* Arantes (2004) para concentração de tetrodoxina que como a saxitoxinas, é uma neurotoxina.

Para proceder a purificação e concentração das saxitoxinas, adicionava-se 1,0 g de carvão ativado em pó (carvão analítico, MERCK) em um volume de amostra de água (em geral, 500mL) previamente filtrada em membrana com retenção de partículas maiores que 0,2µm, e deixava-se sob agitação durante 5 minutos (tempo de contato). Decorrido esse tempo de contato, o material era filtrado para separação do carvão.

As saxitoxinas adsorvidas ao carvão eram eluídas com uma solução de etanol a 20% contendo 1% de ácido acético. O material eluído era levado para um sistema de evaporação composto por rotaevaporador, banho maria, bomba a vácuo e sistema de resfriamento. A amostra eluída era colocada no rotaevaporador acoplado ao banho maria a 60°C para ser evaporado à secura total. Para permitir a evaporação da solução na temperatura de trabalho, o rotaevaporador era submetido a vácuo e a um sistema de condensação, resfriado com água gelada. O sistema de condensação e vácuo é utilizado, pois o uso de temperaturas mais elevadas pode provocar a degradação das saxitoxinas. A Figura 4.16 apresenta o sistema de evaporação.

O resíduo resultante da evaporação era ressuspendido em 2 mL de água deionizada (Milli-Q). Com esse procedimento obtinha-se um extrato com concentração de saxitoxinas cerca de 250 vezes a concentração original. As amostras de saxitoxinas (purificadas e concentradas) eram armazenadas em frascos de vidro no congelador até o momento de serem analisadas.





Figura 4.16 – Sistema de evaporação das amostras eluídas.

As análises de saxitoxinas utilizando a CLAE-FLD foram baseadas na metodologia descrita por Oshima (1995), com algumas modificações descritas em Arantes (2004). As principais características do método são apresentadas na Tabela 4.6.

Tabela 4.6 – Condições adotadas para a análise de saxitoxinas (Arantes, 2004).

<b>Parâmetro</b>	<b>Condição ou descrição</b>
<i>Coluna</i>	Coluna de fase reversa C-18
<i>Fase móvel (para saxitoxinas)</i>	
Vazão	0,8 mL/min
Composição	Heptanosulfonato de sódio (2mM) em 30mM de fosfato de amônia, pH 7,1 e 3% de acetonitrila.
<i>Reagente oxidante</i>	
Vazão	0,45 mL/min
Composição	7mM de ácido periódico em 10mM de tampão fosfato de potássio, pH 11,0
Reação	Tubo de Teflon (10m, 0,5mm d.i) aquecido a 85°C
<i>Acidificante</i>	
Vazão	0,5 mL/min
Composição	Ácido Acético
<i>Detecção</i>	
Excitação	330 nm
Emissão	390 nm

A diferença entre o método proposto por Oshima (1995) e o adotado reside na utilização da coluna C-18 ao invés da C-8, pelo fato da coluna C-18 ter demonstrado uma maior capacidade de separação das frações cromatográficas, quando testes foram realizados no Laboratório de Toxinologia/UnB para análise de saxitoxinas (Arantes, 2004).

O sistema para análise de saxitoxinas consiste de uma bomba (Shimadzu LC-10 AD) para alimentação da fase móvel; um injetor de amostra com *loop* de 20µL; uma coluna de fase reversa (Shimpack C-18, 150 x 4,6 mm d.i., Shimadzu); três bombas peristálticas, sendo uma para alimentação do ácido periódico, outra para alimentação do tampão fosfato de potássio e a terceira para alimentação do ácido acético; um reator pós-coluna constituído de um tubo de Teflon (10 m de comprimento e 0,5 mm de diâmetro interno) aquecido a 85°C e um detector de fluorescência (Shimadzu RF-551). A Figura 4.17 apresenta, de forma esquemática, o sistema de CLAE-FLD utilizado.

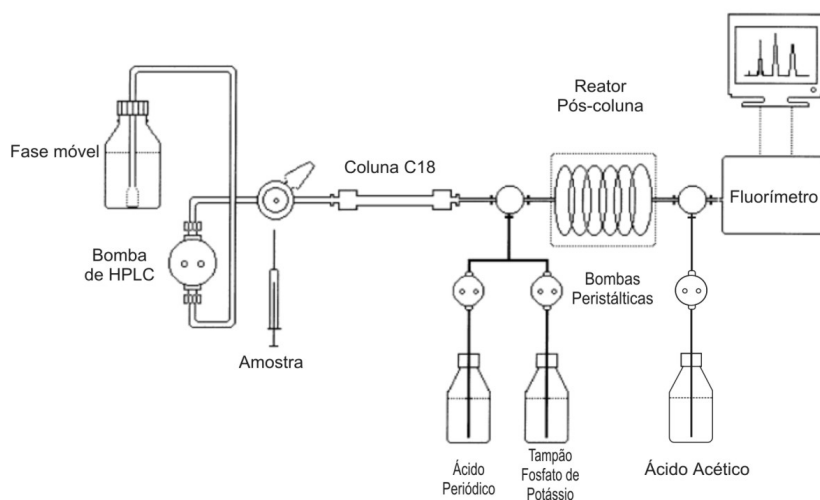


Figura 4.17 – Sistema de CLAE com reator pós-coluna para a análise de saxitoxinas (Chen e Chou 2002, modificado extraído de Arantes, 2004).

Para a realização da análise, as amostras são previamente filtradas em filtro de polietileno com 0,22 µm de abertura (Filtro Millex). Injeta-se um volume de 20 µL da amostra no equipamento de CLAE-FLD. A amostra é conduzida até a coluna por meio da fase móvel. As substâncias que constituem a fase móvel, que são apresentadas na Tabela 4.6, permitem que as saxitoxinas e compostos interferentes adsorvam na coluna, promovendo a separação desses compostos em um dado tempo de retenção, o que permite sua posterior detecção.

A amostra após passar pela coluna cromatográfica é misturada continuamente com solução de ácido periódico e de tampão fosfato de potássio e durante a passagem pelo reator pós-coluna, as saxitoxinas presentes são oxidadas formando produtos que apresentam fluorescência. A solução efluente do reator pós-coluna era acidificada com ácido acético 500mM para cessar a reação de oxidação antes de chegar ao detector de fluorescência. Os

compostos fluorescentes produzidos pela oxidação das saxitoxinas eram detectados no fluorímetro. Por meio de um microcomputador acoplado ao aparelho de CLAE, obtém-se um diagrama, denominado cromatograma.

Para interpretação do cromatograma e quantificação das saxitoxinas, faz-se necessária a construção de uma curva de calibração para as toxinas presentes nas amostras, utilizando-se padrões com concentrações conhecidas. Cada uma das concentrações apresenta uma fração cromatográfica no tempo de retenção, da qual resultará uma área específica. A partir dos dados obtidos traça-se a curva de calibração ou curva padrão.

Como não se dispunha de padrões de saxitoxinas suficientes para construção de uma curva de calibração, foram utilizadas as curvas de calibração construídas nos trabalhos de Oliveira (2005) e Silva (2005a) que utilizaram a mesma metodologia e o mesmo equipamento para análise de saxitoxinas adotados no presente trabalho. De acordo com os autores, a detecção de neoSTX (neosaxitoxina) e STX (saxitoxina) produzida pela cepa T3 de *Cylindrospermopsis raciborskii* por Arantes (2004) serviram como base para a busca dessas toxinas nas amostras a serem analisadas.

As curvas de calibração para as duas toxinas foram construídas a partir da injeção em triplicata de 3 concentrações conhecidas de padrões certificados de neoSTX (203,01 µg/L; 101,50 µg/L e 50,75 µg/L) e de STX (200,74 µg/L; 100,37 µg/L e 50,19 µg/L). As Figuras 4.18 e 4.19, respectivamente, apresentam as curvas de calibração para neoSTX e STX obtidas nos trabalhos de Oliveira (2005) e Silva (2005a), com ajuste linear, coeficiente de correlação ( $R^2$ ) e as equações que correlacionam a área (A) sobre o cromatograma com a concentração (C) de cada saxitoxinas, expressa em µg/L. A massa das saxitoxinas traçada no eixo das ordenadas é equivalente à concentração em 20µL.

O limite recomendável de detecção da curva de calibração para as toxinas era de aproximadamente 50 µg/L, equivalendo a injeção de 1 ng da toxina. Porém, como as amostras foram concentradas em cerca de 250 vezes, tornou-se possível detectar concentrações de até 0,2 µg/L de cada toxina.

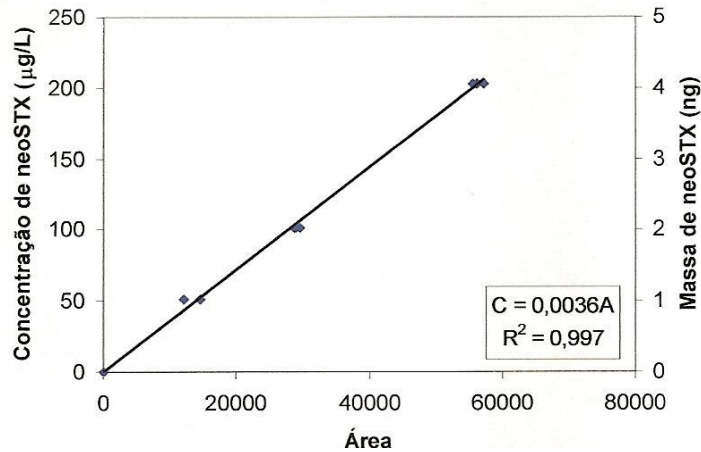


Figura 4.18 – Curva de calibração para neosaxitoxina (neoSTX) (Oliveira, 2005 e Silva, 2005a).

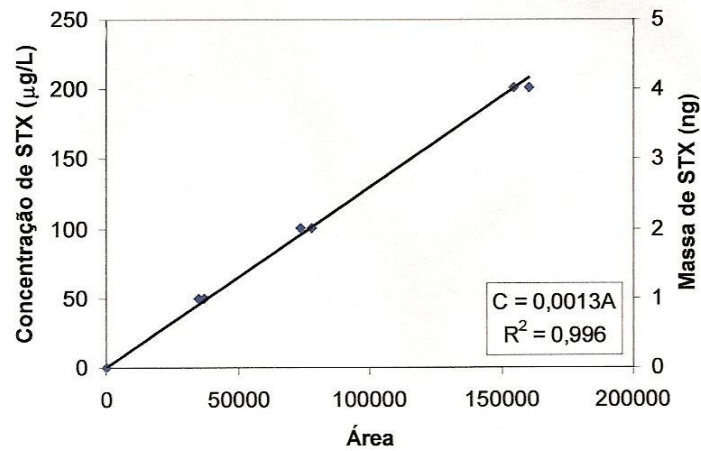


Figura 4.19 – Curva de calibração para saxitoxina (STX) (Oliveira, 2005 e Silva, 2005a).

A identificação da presença das toxinas nas amostras foi feita por meio da comparação dos cromatogramas destas com os das toxinas padrões, observando-se o tempo de retenção dos picos no cromatograma. A área da fração cromatográfica identificada como sendo a STX e neoSTX foram quantificadas a partir das curvas de calibração (Figuras 4.18 e 4.19) e o valor obtido foi corrigido de acordo com a relação entre o volume inicial da amostra submetida à concentração e o volume final do material ressuspensionado (fator de concentração).

Demais informações sobre a construção da curva de calibração e procedimentos para utilização do equipamento CLAE podem ser encontradas nos trabalhos de Oliveira (2005) e Silva (2005a).

Os valores de saxitoxinas intracelulares foram calculados pela subtração entre a concentração de saxitoxinas totais e a de saxitoxinas extracelulares. A purificação/concentração das saxitoxinas totais foi realizada após a amostra ter sido submetida ao procedimento de gelo/degelo por três vezes, para que houvesse rompimento completo das células.

#### 4.4.3.2 - Método imunológico ELISA (*Enzyme-Linked ImmunoSorbent Assay*)

Na 2ª Etapa Experimental (Experimento 4) para a quantificação de saxitoxinas foi utilizado o método imunológico ELISA (*Enzyme-Linked ImmunoSorbent Assay*). Esse método foi selecionado devido a problemas na disponibilidade do equipamento de CLAE-FLD.

Foi adotado o *kit* ELISA produzido pela Ridascreen® Fast Saxitoxin (PSP) da R-Biopharm, que é comercializado no Brasil. Como pode ser visto na Figura 4.20, o *kit* ELISA utilizado é composto por: uma placa com 48 poços que contém, aderidos nas paredes de cada poço, anticorpos capazes de se ligar aos anticorpos anti-saxitoxinas; seis soluções padrão para calibração; uma solução diluente; uma solução de saxitoxina conjugada à uma enzima “marcada”; uma solução de anti-saxitoxina; um substrato; uma solução de ácido sulfúrico utilizada para cessar a reação.

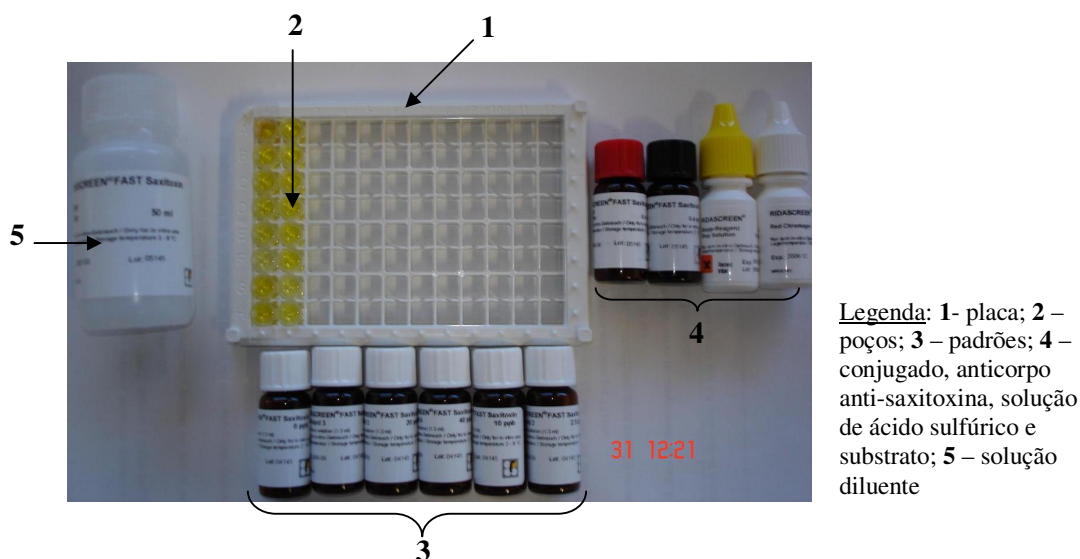


Figura 4.20 – Apresentação dos componentes do *kit* ELISA para saxitoxinas.

A base do teste é a reação antígeno-anticorpo, no caso o antígeno são as saxitoxinas presentes nas amostras, padrões e conjugado. Em cada poço da placa do *kit* ELISA existe

um número definido de anticorpos que são diretamente ligados aos anticorpos anti-saxitoxinas. É adicionado em poços distintos, o padrão zero (0 µg/L), o padrão 1 (2,5 µg/L), o padrão 2 (5 µg/L), o padrão 3 (10 µg/L), o padrão 4 (20 µg/L), o padrão 5 (40 µg/L) e finalmente as respectivas amostras, a solução do conjugado com enzima “marcada” e a solução de anticorpos anti-saxitoxinas. As saxitoxinas “livres” (presentes nos padrões e nas amostras) e as saxitoxinas do conjugado competem pelos sítios de ligação dos anticorpos presentes na placa. Ao mesmo tempo, as moléculas do anticorpo anti-saxitoxinas são ligadas aos anticorpos presentes nos poços. A placa é então lavada com água deionizada para que o restante da solução de saxitoxina conjugada remanescente seja eliminado dos poços. Em seguida é adicionado o substrato que em contato com as enzimas “marcadas” (conjugado) presentes na placa geram produtos com coloração azulada. A adição da solução de ácido sulfúrico permite o término da reação e leva a mudança da coloração azulada para a amarelada. A Figura 4.21 apresenta um fluxograma com as seqüências de atividades realizadas ao longo da análise de saxitoxinas pelo *kit* ELISA.

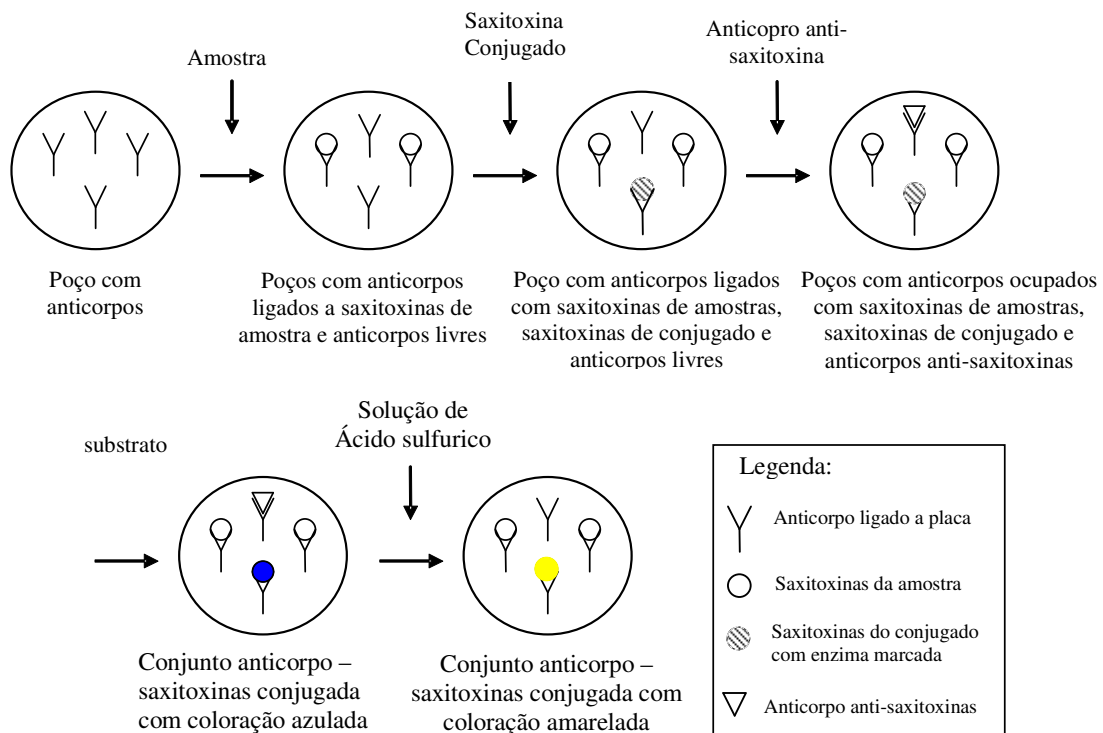


Figura 4.21 – Fluxograma com as atividades realizadas ao longo da análise de saxitoxinas pelo *kit* ELISA.

Assim sendo, quando **não há** presença de saxitoxinas nas amostras, as saxitoxinas do conjugado ocupam todos os sítios de ligação disponíveis no anticorpo e, em função da sua marcação, apresenta uma coloração amarela escura. Caso **haja** saxitoxinas na amostra, essas ocupam os sítios disponíveis no anticorpo, deixando poucos sítios para serem ocupados pelo conjugado, provocando uma coloração amarela mais clara. Assim, a intensidade da cor produzida, medida pela densidade ótica, é inversamente proporcional à concentração de saxitoxinas.

Para que seja realizada a leitura da densidade ótica, a placa é introduzida numa leitora ótica de ELISA (Espectrofotômetro BIO-RAD 550), que fornece uma leitura medida em 450 nm. A partir do valor obtido da densidade ótica é possível calcular a concentração de saxitoxinas utilizando-se uma curva de calibração produzida a partir de amostras padrão (6 padrões).

A especificidade do *kit* ELISA da Ridascreen® para detecção das variantes de saxitoxinas fornecida pelo fabricante é apresentada na Tabela 4.7.

Tabela 4.7 – Especificidade do *kit* ELISA da Ridascreen para cada variante de saxitoxinas

<b>Variante de saxitoxinas</b>	<b>Especificidade</b>
Saxitoxina (STX)	100%
Goniautoxinas 2 e 3 (GTX-2 e GTX-3)	70%
Decarbamoilsaxitoxina (dcSTX)	20%
Neosaxitoxina (neoSTX)	12%

Como pode ser observado na Tabela 4.7, a reatividade do *kit* ELISA da Ridascreen® para neosaxitoxina é baixa. A cepa de *Cylindrospermopsis raciborskii* utilizada no presente trabalho produz majoritariamente saxitoxina (STX) e neosaxitoxina (neoSTX), sendo que a produção da neoSTX é em maior quantidade. Assim, o uso desse *kit* apresenta limitações para o trabalho em questão uma vez que os valores de neoSTX detectados tendem a ser valores subestimados.

## **5 – APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS E DISCUSSÃO**

O presente capítulo foi dividido em dois itens, cada um contemplando a apresentação e discussão dos resultados de uma etapa experimental, bem como suas conclusões. Dessa forma, o item 5.1 apresenta os resultados obtidos somente com o uso dos filtros lentos de areia ao longo da 1ª Etapa Experimental, enquanto que no item 5.2, são apresentados e discutidos os dados referentes à Etapa Experimental 2, onde foi avaliado a filtração lenta precedida da filtração ascendente em pedregulho.

Os resultados são apresentados e discutidos com relação aos parâmetros monitorados ao longo do tempo de operação das unidades filtrantes.

### **5.1 – 1ª ETAPA EXPERIMENTAL**

Como já foi citado no item 4.3.2.1, o objetivo da 1ª Etapa Experimental foi avaliar a influência da concentração de células e saxitoxinas extracelulares no desempenho do processo de filtração lenta. Para tanto foi necessário a realização de 3 experimentos (Experimentos 1, 2 e 3), nos quais os filtros lentos de areia foram operados com taxa média de filtração igual a  $3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ .

O primeiro experimento de filtração (Experimento 1) teve duração de 42 dias, e foi realizado no período de 15 de agosto a 25 de setembro de 2005. Como já mencionado no Capítulo 4, esse experimento consistiu de 6 fases. O segundo experimento (Experimento 2), por sua vez, transcorreu no período de 09 de novembro a 29 de novembro de 2005, tendo, portanto, duração de 21 dias, e englobou 3 fases. Já o terceiro experimento (Experimento 3) foi realizado no período de 06 de dezembro a 29 de dezembro de 2005, com duração de 24 dias, e englobou 5 fases experimentais.

Na Tabela 5.1 estão apresentadas as diferentes fases que compõem cada experimento da 1ª Etapa Experimental. O detalhamento dessas fases está descrito no item 4.3.4 do Capítulo 4.



Tabela 5.1 – Descrição resumida dos Experimentos da 1ª Etapa Experimental

Exp.	Fase	Descrição	Duração (dias)
Exp. 1	Fase 1	Amadurecimento dos filtros	15
	Fase 2	Alimentação dos filtros lentos com água do lago Paranoá adicionada de células de <i>C. raciborskii</i> numa concentração de $1 \times 10^5$ céls./mL	3
	Fase 3	Alimentação dos filtros com água do lago Paranoá e monitoramento da água filtrada	5
	Fase 4	Alimentação dos filtros lentos com água do lago Paranoá adicionada de células de <i>C. raciborskii</i> numa concentração de $1 \times 10^6$ céls./mL	3
	Fase 5	Alimentação dos filtros com água do lago Paranoá e monitoramento da água filtrada	13
	Fase 6	Alimentação dos filtros lentos com água do lago Paranoá adicionada de células de <i>C. raciborskii</i> numa concentração de $5 \times 10^6$ céls./mL	3
	Fase 7	Alimentação dos filtros com água do lago Paranoá e monitoramento da água filtrada. Não foi realizada.	-
Exp. 2	Fase 8	Limpeza e amadurecimento dos filtros	16
	Fase 9	Alimentação dos filtros lentos com água do lago Paranoá adicionada de células de <i>C. raciborskii</i> numa concentração de $6 \times 10^6$ céls./mL	2
	Fase 10	Alimentação dos filtros com água do lago Paranoá e monitoramento da água filtrada	3
Exp. 3	Fase 11	Limpeza e amadurecimento dos filtros	10
	Fase 12	Alimentação dos filtros lentos com água do lago Paranoá adicionada de células de <i>C. raciborskii</i> numa concentração de $5 \times 10^5$ céls./mL	2
	Fase 13	Alimentação dos filtros com água do lago Paranoá e monitoramento da água filtrada	5
	Fase 14	Alimentação dos filtros lentos com água do lago Paranoá adicionada de saxitoxinas dissolvidas numa concentração de $3 \mu\text{g/L}$	3
	Fase 15	Alimentação dos filtros com água do lago Paranoá e monitoramento da água filtrada	4

### 5.1.1 – Características da água do lago Paranoá

Durante a 1ª Etapa Experimental, a água coletada diariamente no lago Paranoá, sem adição de células de *Cylindrospermopsis raciborskii* ou saxitoxinas extracelulares, apresentou as características resumidas nas Tabelas 5.2, 5.3 e 5.4, referentes, respectivamente, aos períodos dos Experimentos 1, 2 e 3. Vale ressaltar, que nas fases de amadurecimento e monitoramento a água do lago Paranoá alimentava diretamente os filtros lentos, nas demais fases a água do lago Paranoá era utilizada como água base para inoculação de células de *C. raciborskii* ou saxitoxinas extracelulares (dissolvidas).

Como pode ser observado nas Tabelas 5.2 a 5.4, a água do lago Paranoá apresentou, durante o período de realização dos experimentos, valores baixos de turbidez compreendidos em uma faixa de 1,2 a 7,4 UT. Os teores de clorofila-a variaram significativamente e ficaram compreendidos no intervalo de 2,5 a 40,5  $\mu\text{g/L}$ . Essa variação

nos valores de concentrações de clorofila, indicativo da biomassa de algas, é uma característica desse lago, e é influenciada pela dinâmica do lago.

Tabela 5.2 – Características da água do lago Paranoá durante o Experimento 1 (sem células de *C. raciborskii* ou saxitoxinas extracelulares)

Parâmetro	Faixa de variação	Média	Desvio Padrão	CV <sub>p</sub> *
Turbidez (UT)	1,2 – 7,4	3,3	1,6	0,494
Clorofila-a (µg/L)	4,6 – 25,7	13,1	5,5	0,418
Coliformes totais (NMP/100mL)	43,8 - >2419,6	-	-	-
<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	1,0 – >2419,6	165,8	433	2,608
pH	7,1 - 7,7	7,3	0,2	0,023
Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	19 – 23	21,1	1,1	0,051

\*Coeficiente de Variação de *Pearson* (razão entre o desvio-padrão e a média)

Tabela 5.3 – Características da água do lago Paranoá durante o Experimento 2 (sem células de *C. raciborskii* ou saxitoxinas extracelulares).

Parâmetro	Faixa de variação	Média	Desvio Padrão	CV <sub>p</sub> *
Turbidez (UT)	1,5 – 6,3	4,3	1,4	0,333
Clorofila-a (µg/L)	7,5 – 40,5	17,4	10,8	0,621
Coliformes totais (NMP/100mL)	185,0 - >2419,6	-	-	-
<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	1,0 - 410,6	93,8	127	1,354
pH	6,4 – 7,3	6,8	0,3	0,042
Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	17 – 21	18,4	1,3	0,071

\*Coeficiente de Variação de *Pearson* (razão entre o desvio-padrão e a média)

A partir dos dados das Tabelas 5.2, 5.3 e 5.4, nota-se que os valores de coliformes totais e *E. coli* na água bruta foram bastantes variáveis, variação refletida pelos altos valores dos desvios-padrão no caso da *E. coli*. O coeficiente de variação de *Pearson* confirma melhor essa dispersão, pois quanto menor seu valor, mais homogêneo é o conjunto de dados. Essa grande variação dos valores de coliformes totais e *E. coli* pode ser atribuído à, principalmente, dois fatores: 1) a ocorrência de chuvas em certos dias durante o período

dessa Etapa Experimental, justificando as variações, e 2) pelo fato de que o ponto de coleta da água bruta encontra-se nas proximidades de uma estação de tratamento de esgoto.

Tabela 5.4 – Características da água do lago Paranoá durante o Experimento 3 (sem células de *C. raciborskii* ou saxitoxinas extracelulares).

Parâmetro	Faixa de variação	Média	Desvio Padrão	CV <sub>p</sub> *
Turbidez (UT)	1,2 – 7,3	3,9	1,4	0,370
Clorofila-a (µg/L)	2,5 – 16,9	7,9	3,2	0,399
Coliformes totais (NMP/100mL)	365,4 - >2419,6	-	-	-
<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	<1 – 1119,9	265,8	544,9	2,050
pH	6,3 – 6,8	6,5	0,1	0,021
Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	16 – 20	17,2	0,9	0,054

\*Coeficiente de Variação de *Pearson* (razão entre o desvio-padrão e a média)

Em função desses fatores, algumas quantificações de coliformes totais ficaram prejudicadas e excederam o limite de quantificações da técnica Colilert, portanto puderam apenas indicar que as concentrações de coliformes totais eram superiores a 2419NMP/100mL. Por essa razão, não foram calculados os valores médios, desvio padrão e coeficiente de variação de *Pearson* para esse parâmetro.

Os valores de pH observados (6,3 - 7,7) encontram-se em faixa próxima da neutralidade permitindo um bom equilíbrio do ecossistema nos filtros lentos. Quanto à alcalinidade da água do lago Paranoá, verifica-se que os valores são relativamente baixos, variando de 16 a 23 mg CaCO<sub>3</sub>/L, porém dentro da faixa usual das água superficiais da região do Distrito Federal.

Os itens a seguir contemplam os resultados das análises realizadas da água afluente e efluente (filtrada) dos filtros lentos. É importante ressaltar que a coleta de amostras da água afluente e efluente dos filtros levou em consideração o tempo de detenção no interior dos filtros, como já mencionado no Capítulo 4, item 4.3.3.

## 5.1.2 – Turbidez

A turbidez é um parâmetro comumente usado na verificação da eficiência da filtração lenta, e fornece, juntamente com as análises bacteriológicas, informações sobre o grau de maturidade do filtro. Além disso, no caso do presente trabalho, pode fornecer informações sobre a quantidade de material particulado na amostra, e dessa forma pode auxiliar na interpretação sobre a concentração de células de *C. raciborskii*.

Os resultados de turbidez obtidos durante os Experimentos 1, 2 e 3 são apresentados nas Figuras 5.1, 5.2 e 5.3, respectivamente. As diferentes fases experimentais estão destacadas na parte superior de cada Figura.

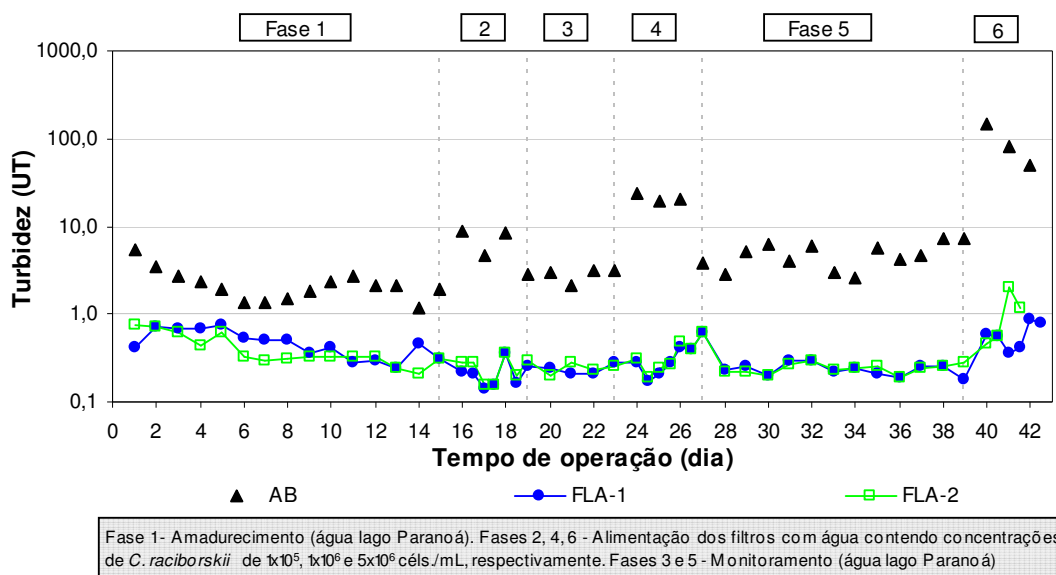


Figura 5.1 – Turbidez da água afluente (AB) e efluente dos filtros lentos de areia (FLA-1 e FLA-2) durante o Experimento 1

A Tabela 5.5 apresenta os valores médios de turbidez da água afluente e efluente os filtros lentos bem como a remoção de turbidez durante os Experimentos 1, 2 e 3 ao longo de cada fase experimental.

Inicialmente, analisando-se as Figuras 5.1, 5.2 e 5.3, pode-se verificar que os momentos em que a turbidez na água afluente aos filtros foi mais elevada, correspondem às fases em que houve adição de células de *C. raciborskii* à água proveniente do lago Paranoá com valores médios de turbidez em torno de 7,4UT; 21UT; 94UT, 103UT e 12,6UT,

correspondentes, respectivamente, às Fases 2, 4, 6, 9 e 12. Pode-se constatar também, como esperado, que quanto maior a concentração de células adicionada à água do lago Paranoá maior o valor da turbidez. Esse comportamento de aumento de turbidez na água afluente não foi observado ao longo da Fase 14, pois a água bruta continha apenas saxitoxinas na fração extracelular.

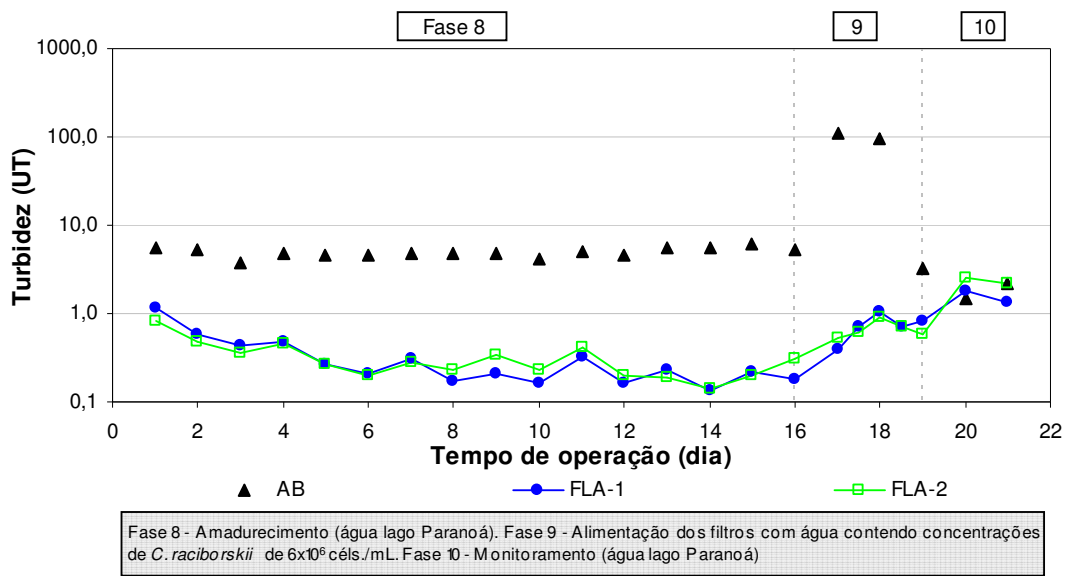


Figura 5.2 - Turbidez da água afluente (AB) e efluente dos filtros lentos de areia (FLA-1 e FLA-2) durante o Experimento 2

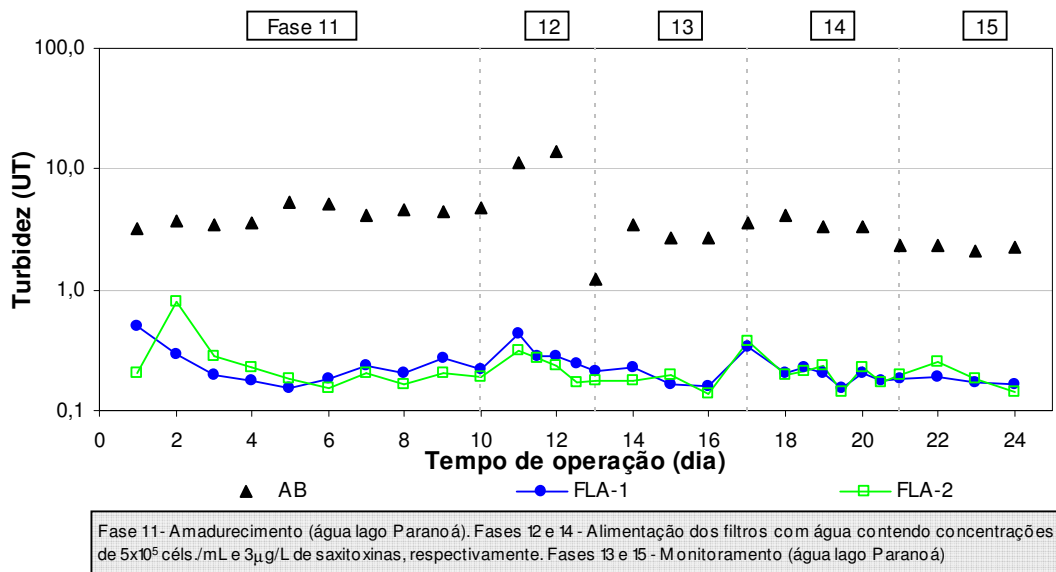


Figura 5.3 - Turbidez da água afluente (AB) e efluente dos filtros lentos de areia (FLA-1 e FLA-2) durante o Experimento 3

Tabela 5.5 – Valor médio de turbidez da água afluyente e efluente dos filtros lentos e remoção de turbidez durante os Experimentos 1, 2 e 3.

Exp	Fase	Turbidez (UT)			Remoção (%)	
		AB	FLA-1	FLA-2	FLA-1	FLA-2
1	1. Amadurecimento	2,3	0,48	0,41	79,2	82,2
	2. Inoculação $1 \times 10^5$ céls./mL	7,4	0,21	0,24	97,2	96,7
	3. Monitoramento	2,8	0,24	0,25	91,5	91,1
	4. Inoculação $1 \times 10^6$ céls./mL	21	0,29	0,31	98,6	98,5
	5. Monitoramento	4,9	0,26	0,27	94,5	94,4
	6. Inoculação $5 \times 10^6$ céls./mL	94	0,60	1,06	99,4	98,9
	7. Monitoramento	-	-	-	-	-
2	8. Amadurecimento	5,0	0,33	0,32	93,4	93,5
	9. Inoculação $6 \times 10^6$ céls./mL	103	0,73	0,69	99,3	99,3
	10. Monitoramento	2,3	1,30	1,78	42,7	21,6
3	11. Amadurecimento	4,2	0,24	0,26	94,2	93,8
	12. Inoculação $5 \times 10^5$ céls./mL	12,6	0,31	0,25	97,5	98,0
	13. Monitoramento	2,7	0,22	0,21	91,9	92,1
	14. Saxitoxinas extra 3 $\mu\text{g/L}$	3,6	0,19	0,20	94,6	94,5
	15. Monitoramento	2,3	0,18	0,20	92,1	91,3

No que diz respeito aos valores de turbidez no efluente dos filtros pode-se observar que, de uma forma geral, ocorreram comportamentos bastante semelhantes. Durante o período de amadurecimento dos filtros (Fases 1, 8 e 11), percebe-se claramente a diminuição da turbidez efluente com o passar dos dias, caracterizando o aumento da eficiência de remoção devido ao desenvolvimento da comunidade microbológica.

Durante as fases de inoculação de células, observa-se que quando a água afluyente continha  $1 \times 10^5$  e  $5 \times 10^5$  céls./mL de *C. raciborskii* (Fases 2 e 12) não houve alterações significativas nos valores da turbidez do efluente, ou seja, os valores da turbidez da água filtrada eram similares aos observados no final das fases de amadurecimento (Fases 1 e 11), onde não havia adição de células na água bruta. Por outro lado, durante a alimentação dos filtros com água contendo concentrações mais elevadas de células de *C. raciborskii* ( $1 \times 10^6$  céls./mL a  $6 \times 10^6$  céls./mL), foi verificado que houve um impacto na turbidez da água efluente. Esse impacto foi mais evidente durante as fases de simulação de floração com concentração de  $5 \times 10^6$  céls./mL e  $6 \times 10^6$  céls./mL (Fases 6 e 9) e nos dias subsequentes de monitoramento (Fase 10). Contudo, os filtros promoveram uma elevada eficiência de remoção de turbidez, acima de 90%, com exceção da Fase 10, como pode ser observado na Tabela 5.5.

Ainda de acordo com a Tabela 5.5, pode-se perceber que a remoção de turbidez dos filtros lentos foi sempre menor nos períodos de monitoramento do que nos períodos de alimentação com células. A redução da eficiência é tanto maior quanto maior é a concentração de células na fase anterior. Durante a Fase 10, que é posterior a alimentação dos filtros com água contendo  $6 \times 10^6$  céls./mL, obteve-se 21,6% de remoção de turbidez no FLA-2, indicando a possibilidade de arraste de células previamente retidas. Entretanto, essa hipótese só poderá ser confirmada com a análise dos dados de clorofila-a e saxitoxinas intracelulares.

Os resultados apresentados na Figura 5.3 indicam que a presença de saxitoxinas extracelulares na ordem de  $3 \mu\text{g/L}$  na água bruta parece não influenciar na turbidez da água filtrada.

Apesar da tendência de elevação no valor da turbidez do efluente dos filtros lentos durante as fases de inoculação de altas concentrações de células na água afluenta aos filtros lentos, chegando ao valor máximo de 1,8UT, na Fase 10, verifica-se que os valores de turbidez da água filtrada estão de acordo com o limite máximo de 2UT admitido pela Portaria MS nº 518 (Brasil, 2004) para efluentes de filtros lentos, mesmo durante o amadurecimento, não impossibilitando, no que diz respeito à esse parâmetro, o uso dos filtros lentos de areia para o tratamento de águas com elevadas concentrações de *C. raciborskii* e saxitoxinas extracelulares. No entanto, a significância sanitária da presença dessas células e toxinas só poderá ser de fato avaliada com as análises de saxitoxinas intracelulares e extracelulares.

### **5.1.3 – Clorofila-a**

A clorofila-a é um pigmento fotossintético presente nas algas e cianobactérias, sendo uma medida indireta da concentração de células de *C. raciborskii*. Os resultados das análises de clorofila-a da água bruta e filtrada, relativos aos Experimentos 1, 2 e 3, são apresentados nas Figuras 5.4, 5.5 e 5.6.

A Tabela 5.6 apresenta os valores médios de teor de clorofila-a da água afluenta e efluente dos filtros lentos bem como a remoção de clorofila-a durante os Experimentos 1, 2 e 3 ao longo de cada fase experimental.

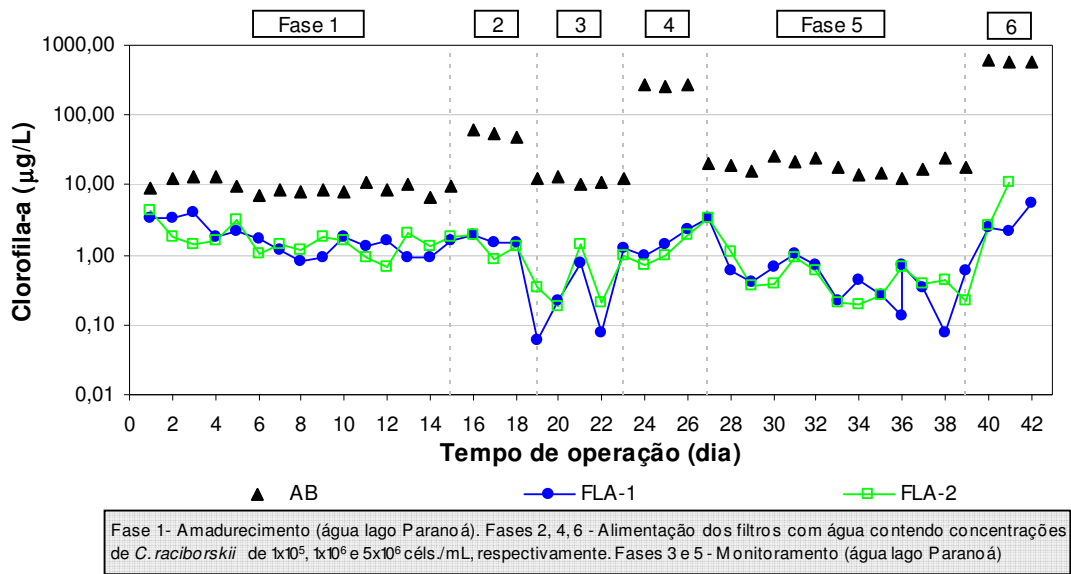


Figura 5.4 – Clorofila-a na água afluenta (AB) e efluente dos filtros lentos de areia (FLA-1 e FLA-2) durante o Experimento 1

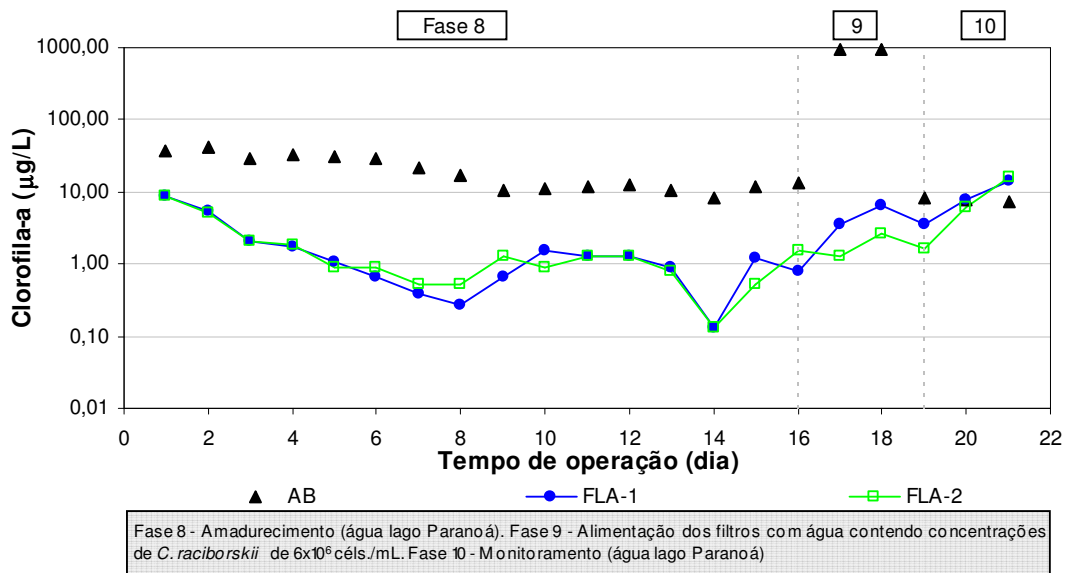


Figura 5.5 – Clorofila-a na água afluenta (AB) e efluente dos filtros lentos de areia (FLA-1 e FLA-2) durante o Experimento 2

Analisando-se as Figuras 5.4, 5.5 e 5.6, pode-se perceber que o comportamento dos dados de clorofila-a na água afluenta aos filtros lentos se assemelha ao observado para os resultados de turbidez, apresentando cinco elevações (picos) que correspondem às fases de simulação de floração de *C. raciborskii* com valores de concentração de clorofila-a em torno de  $55 \mu\text{g/L}$ ,  $270 \mu\text{g/L}$ ,  $580 \mu\text{g/L}$ ,  $940 \mu\text{g/L}$  e  $168 \mu\text{g/L}$ , correspondentes, respectivamente, às Fases 2, 4, 6, 9 e 12.



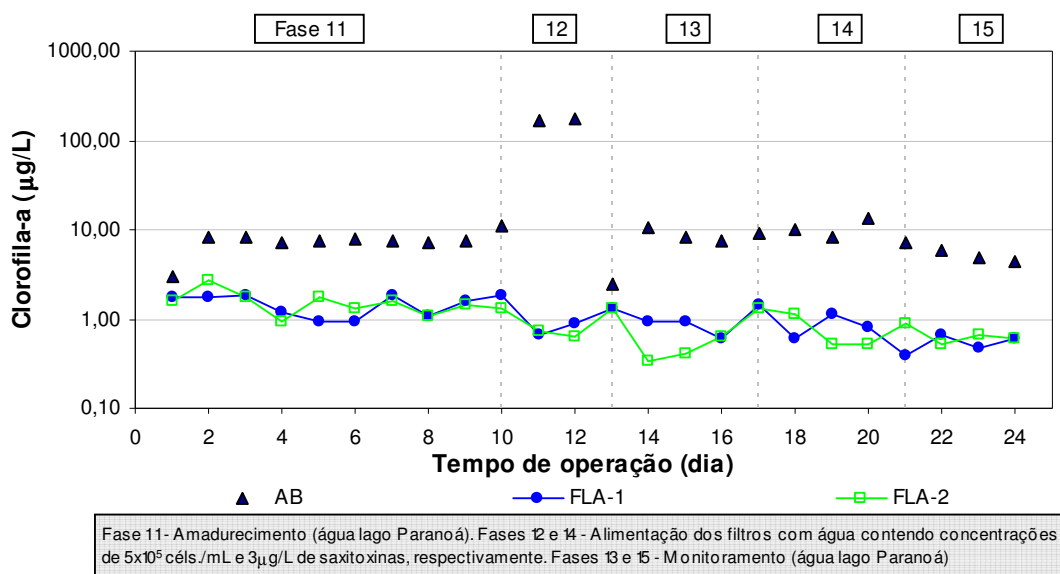


Figura 5.6 – Clorofila-a na água afluyente (AB) e efluente dos filtros lentos de areia (FLA-1 e FLA-2) durante o Experimento 3

Tabela 5.6 – Valor médio de teor de clorofila-a da água afluyente e efluente dos filtros lentos e remoção de clorofila-a durante os Experimentos 1, 2 e 3.

Exp	Fase	Clorofila-a ( $\mu\text{g/L}$ )			Remoção (%)	
		AB	FLA-1	FLA-2	FLA-1	FLA-2
1	1. Amadurecimento	9,5	1,8	1,7	80,6	81,6
	2. Inoculação $1 \times 10^5$ céls./mL	55,2	1,7	1,4	97,0	97,5
	3. Monitoramento	11,9	0,5	0,6	96,0	94,7
	4. Inoculação $1 \times 10^6$ céls./mL	271,2	1,6	1,2	99,4	99,6
	5. Monitoramento	18,9	0,7	0,7	96,4	96,3
	6. Inoculação $5 \times 10^6$ céls./mL	585,8	3,4	6,8	99,4	98,8
	7. Monitoramento	-	-	-	-	-
2	8. Amadurecimento	20,4	1,8	1,8	91,3	91,3
	9. Inoculação $6 \times 10^6$ céls./mL	948,7	5,0	2,0	99,5	99,8
	10. Monitoramento	7,9	8,4	8,1	-7,0	-2,5
3	11. Amadurecimento	7,6	1,5	1,5	80,7	79,8
	12. Inoculação $5 \times 10^5$ céls./mL	168,4	0,8	0,7	99,5	99,6
	13. Monitoramento	7,5	1,0	0,8	86,1	89,4
	14. Saxitoxinas extra $3 \mu\text{g/L}$	10,4	0,8	0,7	92,0	93,0
	15. Monitoramento	5,6	0,5	0,7	90,5	88,1

Com relação à qualidade dos efluentes dos filtros lentos, verifica-se que a presença de  $1 \times 10^5$  e  $5 \times 10^5$  céls./mL de *C. raciborskii* na água bruta, respectivamente, Fases 2 e 12, não provocou alteração na qualidade do efluente, ou seja, os filtros lentos produziram efluente com valores residuais similares aos observados no final do período de amadurecimento (Fases 1 e 11), onde não havia adição de células. Já nas Fases 4, 6 e 9, onde foram inoculadas, respectivamente,  $1 \times 10^6$  céls./mL,  $5 \times 10^6$  céls./mL e  $6 \times 10^6$  céls./mL na água

afluente, nota-se um aumento na concentração de clorofila-a no efluente dos filtros, atingindo valores na faixa de 2 a 10µg/L. Apesar disso, a remoção de clorofila-a nos filtros lentos foi bastante elevada, apresentando uma média acima de 98,8% para ambos os filtros lentos, como pode ser observado na Tabela 5.6.

Com relação aos dados obtidos durante as fases de monitoramento, observa-se na Fase 4, após a inoculação de  $10^6$  céls./mL na água bruta, uma contínua diminuição na concentração de clorofila-a na água efluente dos filtros, indicando o retorno aos níveis de residuais observados antes da fase de inoculação de células na água bruta. Durante a Fase 10, de monitoramento posterior a simulação de uma água bruta contendo  $6 \times 10^6$  céls./mL de *C. raciborskii*, verificou-se que o efluente dos filtros lentos apresentavam maior concentração clorofila-a do que estava presente na água bruta, indicando a ocorrência de arraste de células previamente retidas no meio filtrante promovendo um valor negativo de eficiência de remoção de clorofila-a nos filtros lentos (Tabela 5.6).

Os resultados de clorofila-a, conjuntamente com aqueles obtidos para o parâmetro turbidez, indicam que, para as condições avaliadas nos experimentos, não há um transpasse significativo de células pelos filtros lentos durante as fases de inoculação de células na água afluente aos filtros lentos. Porém há um arraste de células previamente retidas no meio filtrante quando os filtros voltam a ser alimentados com água com baixa concentração de células. Esse comportamento difere dos resultados obtidos nos estudos de filtração lenta para remoção de *Microcystis aeruginosa* realizados por Sá (2002 e 2006). Nesses estudos foi constada uma grande ocorrência de traspasse de células de *Microcystis aeruginosa* durante as fases de simulação de floração, chegando-se a detectar 45µg/L de clorofila-a no efluente dos filtros lentos quando estes foram alimentados, por dois dias, com água contendo 356µg/l de clorofila-a correspondente à  $2 \times 10^6$  céls./mL de *M. aeruginosa*.

Essa diferença de comportamento provavelmente é explicada pela diferença de morfologia das células de cada espécie de cianobactéria. As células da espécie *Microcystis aeruginosa* são esféricas, com diâmetro variando entre 4,0 e 6,5µm, enquanto que as células de *Cylindrospermopsis raciborskii* são filamentosas, com 7 a 11µm de comprimento e 2 a 3µm de largura, sendo que um filamento contém em média 10 células, deste modo o

filamento de *C. raciborskii* possui em média 90µm de comprimento (Sant'Anna e Azevedo, 2000). A Figura 5.7 apresenta uma imagem de um filamento de *Cylindrospermopsis raciborskii* e de células de *Microcystis aeruginosa*.

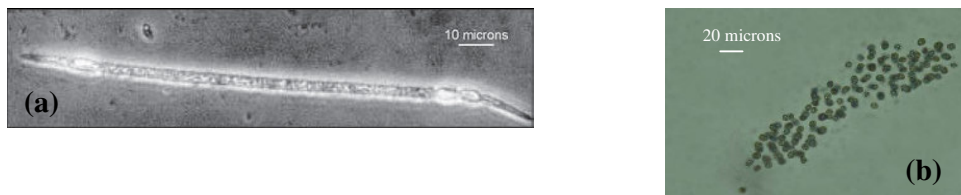


Figura 5.7 - Foto de espécies de cianobactérias: (a) filamento de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Di Bernardo *et al.*, 2003); (b) células de *Microcystis aeruginosa* (Silva, 2005b).

#### 5.1.4 – Saxitoxinas

Nesse item são apresentados e discutidos os resultados das análises de saxitoxinas intracelulares e extracelulares. As saxitoxinas intracelulares são uma medida indireta da concentração de células intactas de *C. raciborskii*, enquanto que as saxitoxinas extracelulares referem-se ao material dissolvido. A depender da concentração dessas substâncias na água bruta, pode fornecer informação sobre o traspasse, ou sobre a ocorrência de lise celular.

Devido a complexidade e demanda de tempo do preparo das amostras para as análises de saxitoxinas pelo método CLAE, optou-se por avaliar somente as amostras efluentes do FLA-1. Contudo, foram realizadas algumas análises do efluente do FLA-2 e constatou-se que os efluentes dos dois filtros lentos possuem a mesma tendência de comportamento. Esse comportamento similar também pode ser observado pelos dados de turbidez e clorofila-a da água efluente dos filtros lentos apresentados nos itens anteriores.

Os valores de concentração de saxitoxinas intra e extracelulares presente na água bruta e na água filtrada durante os Experimentos 1, 2 e 3 estão apresentados, respectivamente, nas Figuras 5.8, 5.9 e 5.10. Para efeito de construção dos gráficos das Figuras 5.8 a 5.10, os valores de saxitoxinas nas amostras analisadas que não foram detectáveis pelo equipamento de CLAE, foram considerados iguais a 0,01.

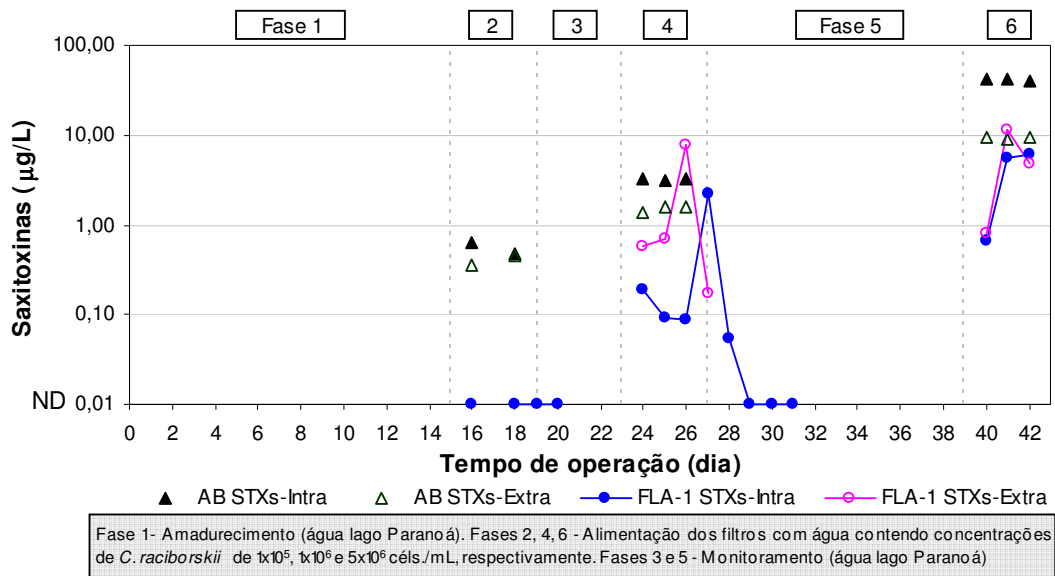


Figura 5.8 - Concentração de saxitoxinas intra e extracelulares na água afluente (AB) e efluente ao filtro lento 1 (FLA-1) durante o Experimento 1

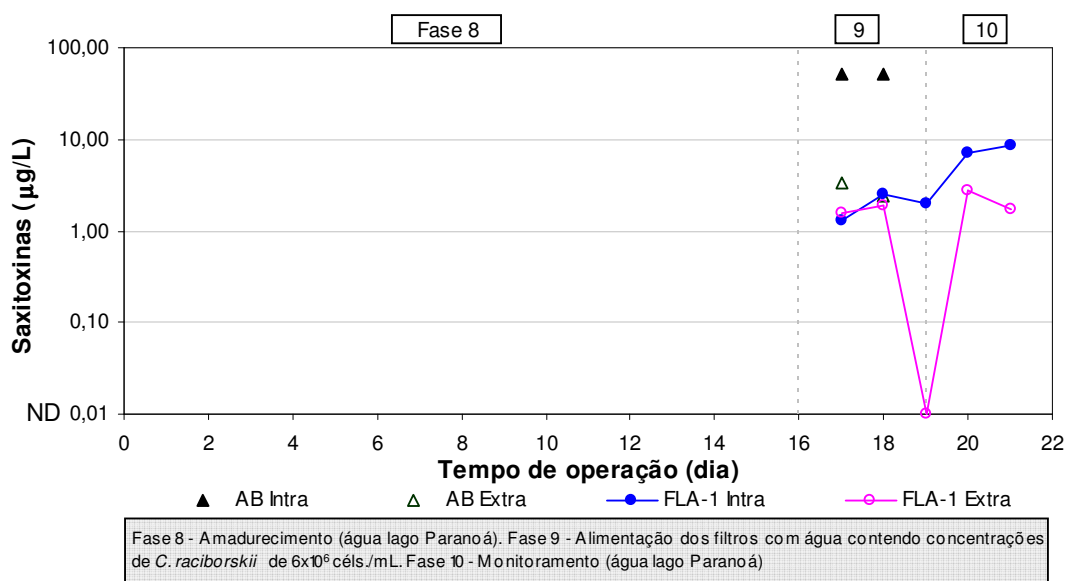


Figura 5.9 - Concentração de saxitoxinas intra e extracelulares na água afluente (AB) e efluente ao filtro lento 1 (FLA-1) durante o Experimento 2

A Tabela 5.7 apresenta os valores médios das concentrações de saxitoxinas intra e extracelulares detectadas nas amostras de água bruta durante as fases de inoculação de células de *C. raciborskii* e saxitoxinas extracelulares.

De acordo com a Tabela 5.7 e as Figuras 5.8 e 5.9 foram detectadas concentrações relativamente baixas de saxitoxinas intracelulares nas amostras de água bruta provenientes das concentrações de células de  $1 \times 10^5$  e  $5 \times 10^5$  céls./mL (Fases 2 e 12). Como pode ser

visto, apesar da Fase 12 ( $5 \times 10^5$  céls./ml) ter sido simulado uma floração com maior concentração de células de *C. raciborskii*, a água bruta continha uma concentração de saxitoxinas intracelulares na mesma grandeza da Fase 2 ( $1 \times 10^5$  céls./mL).

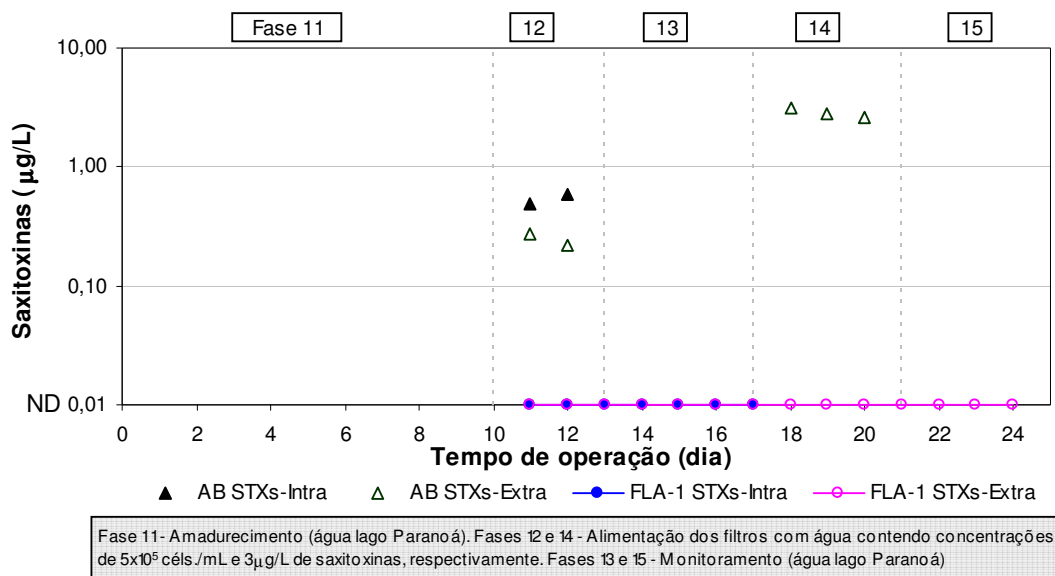


Figura 5.10 - Concentração de saxitoxinas intra e extracelulares na água afluyente (AB) e efluente ao filtro lento 1 (FLA-1) durante o Experimento 3

Tabela 5.7 - Concentração de saxitoxinas intracelulares e extracelulares na água bruta durante as fases experimentais dos Experimentos 1, 2 e 3.

Exp.	Fase	Concentração testada	Saxitoxinas intra ( $\mu\text{g/L}$ )			Saxitoxinas extra ( $\mu\text{g/L}$ )		
			neoSTX	STX	neoSTX + STX	neoSTX	STX	neoSTX + STX
1	2	$1 \times 10^5$ céls./mL	0,3	0,3	0,6	0,2	0,2	0,4
	4	$1 \times 10^6$ céls./mL	1,3	1,9	3,2	1,1	0,4	1,5
	6	$5 \times 10^6$ céls./mL	34,8	6,1	40,9	5,5	3,7	9,2
2	9	$6 \times 10^6$ céls./mL	41,6	9,6	51,2	2,7	0,1	2,8
3	12	$5 \times 10^5$ céls./mL	0,4	0,1	0,5	0,2	0,1	0,3
	14	$3 \mu\text{g/L}$	-	-	-	1,1	1,7	2,8

De fato, o que corre é que a produção de toxina por célula de cianobactéria ainda não foi devidamente esclarecida, e sabe-se que o grau de produção de toxina de uma cepa tóxica pode depender de fatores como temperatura, luminosidade, meio de cultivo e idade das células (Sá, 2006). Nesse trabalho, ainda que se tenha feito grande esforço para que as células fossem cultivadas em condições controladas de luz, temperatura, e sempre utilizando o mesmo meio de cultivo (ASM-1), é provável que ao se realizar um grande volume de cultivo como o utilizado nas Fases 4, 6 e 9 em que foram necessários diversos

recipientes, entre eles recipientes de 20L, as produções de cianotoxinas podem ter sido afetadas.

Outra hipótese que não pode ser descartada é a do erro inerente ao processo de purificação e concentração e durante a análise de saxitoxinas no CLAE, particularmente a recuperação de saxitoxinas no processo de purificação e concentração pode variar e não atinge 100%. Testes de recuperação das saxitoxinas realizados por Oliveira (2005) com o intuito de avaliar a eficiência do processo de purificação e concentração (metodologia do processo igual a adotada no presente trabalho descrita no item 4.4.3.1 do Capítulo 4), alcançaram valores de recuperação de 48% e 65% para os extratos de amostras de neoSTX e STX, respectivamente. Por esta razão, a análise dos resultados, deve ser realizada com cautela, buscando valorizar mais as tendências e comportamento (aspectos qualitativos) do que os valores absolutos (quantitativos).

As análises da água efluente dos filtros lentos revelaram que nas fases de simulação de floração de  $1 \times 10^5$  e  $5 \times 10^5$  céls./mL (Fases 2 e 12) não foi detectada a presença de saxitoxinas intracelulares, resultado que também foi observado no estudo de Arantes (2004). De fato não era esperado que fosse detectada a presença de saxitoxinas intracelulares, pois se assumirmos por aproximação a mesma remoção de clorofila-a, o que é razoável, era de se esperar que o efluente dos filtros lentos apresentasse valores abaixo do limite de detecção do método CLAE ( $0,2 \mu\text{g/L}$ ).

Já nas fases de inoculação de células na água bruta nas concentrações de  $10^6$ ,  $5 \times 10^6$  e  $6 \times 10^6$  céls./mL (Fases 4, 6, 9) e fases de monitoramento (Fases 5 e 10) foi observada a presença de saxitoxinas intracelulares, indicando a presença de células de *C. raciborskii*, e, portanto confirmando os resultados de clorofila-a, em que houve um ligeiro aumento na clorofila-a dos efluentes dos filtros lentos durante essas fases experimentais.

A semelhança do comportamento dos valores de clorofila-a e saxitoxinas intracelulares na água efluente ao FLA-1 pode ser verificada nos gráficos (a) e (b) da Figura 5.11, que apresentam respectivamente, as concentrações de clorofila-a e saxitoxinas intracelulares presentes na água efluente ao FLA-1 durante o Experimento 1 e Experimento 2.

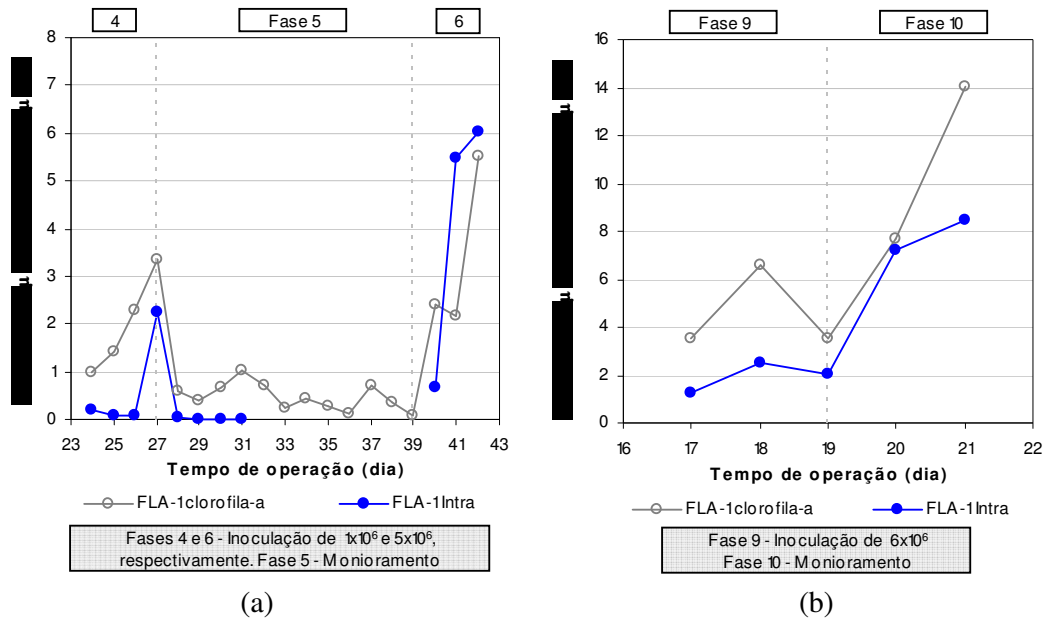
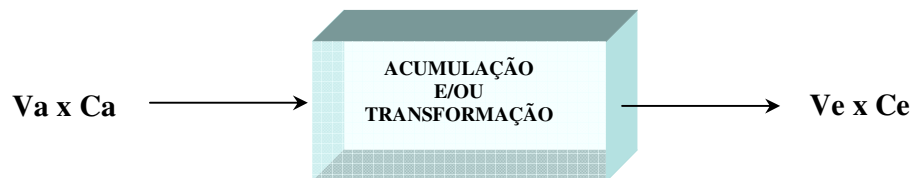


Figura 5.11 – Concentração de clorofila-a e saxitoxinas intracelulares na água efluente do FLA-1 durante: (a) Experimento 1; (b) Experimento 2.

Analisando a Figura 5.11, observa-se o pico de clorofila-a e saxitoxinas intracelulares no 27º dia (Fase 5) do Experimento 1, indicando o arraste de células previamente retidas no meio filtrante. Ao longo das Fases 6, 9 e 10, o comportamento dos dois parâmetros também é muito similar.

Durante a Fase 6, em que os filtros foram alimentados com água contendo uma concentração de  $5 \times 10^6$  céls./mL de *C. raciborskii*, observa-se a ocorrência de traspasse de clorofila-a e saxitoxinas intracelulares. Verifica-se também a ocorrência em maior intensidade de traspasse de células ao longo da fase de inoculação de  $6 \times 10^6$  céls./mL de *C. raciborskii* na água bruta (Fase 9) e de arraste de células previamente retidas, na fase subsequente de monitoramento (Fase 10).

Para uma melhor avaliação da eficiência dos filtros com relação a saxitoxinas intracelulares, foi realizado o somatório das cargas efluentes detectadas no filtro lento, considerando que, em média, o volume filtrado diário é de 17L, ou seja, foi feito um balanço de massa relativo a saxitoxinas intracelulares, considerando o filtro lento como reator. Um esquema da definição de um balanço de massa está representado na Figura 5.12.



Em que:  $V_a$ =volume afluente;  $C_a$ =concentração afluente;  $V_e$ =volume efluente;  $C_e$ =concentração efluente.

Figura 5.12 - Representação da definição de balanço de massa.

A Tabela 5.8 mostra as remoções da massa de saxitoxinas intracelulares durante as fases de alimentação dos filtros com água contendo células de *C. raciborskii* e subsequente monitoramento.

Tabela 5.8 – Remoções da massa de saxitoxinas intracelulares nos filtros lentos durante a 1ª Etapa Experimental.

Experimento	Fases	Concentração testada	Remoção de STXs intra (%)
1	2 e 3	$1 \times 10^5$ céls./mL	100
	4 e 5	$1 \times 10^6$ céls./mL	72,3
	6	$5 \times 10^6$ céls./mL	90,1
2	9 e 10	$6 \times 10^6$ céls./mL	72,8
3	12 e 13	$5 \times 10^5$ céls./mL	92,6

De acordo com a Tabela 5.8, o FLA-1 apresentou remoção de saxitoxinas intracelulares acima de 70% ao longo de todos os experimentos, contudo os valores de remoção obtidos nas Fases 6, 9 e 10 estão superestimados, pois como nessas fases ocorreu o término de operação dos filtros lentos, não se sabe por quanto tempo o arraste de células ocorreria.

Com relação às saxitoxinas extracelulares (dissolvidas), pode-se observar (Tabela 5.7) que durante as Fases 2 e 12, a água afluente aos filtros continha  $0,6 \mu\text{g/L}$  de saxitoxinas intracelulares e  $0,4 \mu\text{g/L}$  e  $0,3 \mu\text{g/L}$  de saxitoxinas extracelulares, respectivamente. Essa concentração da fração extracelular foi provavelmente decorrente da lise, ainda no reservatório de água bruta, de uma parte de células de *C. raciborskii*. Não foi detectada a presença de saxitoxinas extracelulares no efluente do FLA-1 ao longo das fases de inoculação de células na água bruta (Fases 2 e 12) e fases de monitoramento subsequentes (Fases 3 e 13). Resultado semelhante foi observado no trabalho de Arantes (2004).

Na Fase 4, a água afluente aos filtros continha em média  $3,2 \mu\text{g/L}$  de saxitoxinas intracelulares e  $1,5 \mu\text{g/L}$  de saxitoxinas extracelulares. Na água filtrada foi detectada



saxitoxinas extracelulares numa concentração máxima de 7,9µg/L no 26º dia de experimento, que é referente ao terceiro e último dia de inoculação de água bruta com 10<sup>6</sup> céls./mL de *C. raciborskii*. Esse dado não é muito confiável, pois para que ocorresse tal concentração de saxitoxinas extracelulares na água filtrada, quase toda a quantidade de saxitoxinas (intra+extra) na água afluenta teria que ter traspasado o FLA-1. Além disso, o dado não está em conformidade com os valores de saxitoxinas intracelulares, já que de acordo com outros estudos (Sá, 2006), o carreamento de toxinas extracelulares, normalmente ocorre ao mesmo tempo ou após a ocorrência do traspasse de saxitoxinas intracelulares (células), que no caso da Fase 4, de acordo com os dados de clorofila-a e saxitoxinas intracelulares ocorreu a partir do 26º dia. Deste modo, é provável que tenha ocorrido uma falha metodológica durante a análise dessa amostra.

Durante a Fase 5, de monitoramento, só foi detectada a presença de saxitoxinas extracelulares no efluente do filtro lento no 27º dia de experimento, ou seja, um dia após o término da alimentação dos filtros lentos com água contendo concentração de 1x10<sup>6</sup> césl./mL de *C. raciborskii*. A ocorrência de saxitoxinas extracelulares na água filtrada durante a fase de monitoramento pode indicar que parte das células de *C. raciborskii* retidas foram lisadas, e parte das saxitoxinas extracelulares foram carregadas para a água efluente.

A ocorrência de traspasse de saxitoxinas extracelulares devido à lise das células retidas pode também ser observada durante as Fases 6, 9 e 10, referentes, respectivamente, a alimentação dos filtros lentos com água contendo concentrações de 5x10<sup>6</sup> e 6x10<sup>6</sup> céls./mL de *C. raciborskii* e subsequente monitoramento. Diferentemente do observado, na Fase 5, de monitoramento após inoculação de 1x10<sup>6</sup> céls./mL de *C. raciborskii* na água bruta, os valores de saxitoxinas extracelulares no efluente do FLA-1 tendiam a elevar. Maiores análises desse parâmetro ao longo dessas fases não foram possíveis, pois a carreira de filtração dos filtros lentos chegou ao fim devido a perda de carga excessiva no meio filtrante.

Durante a Fase 14, a água afluenta aos filtros lentos continha apenas saxitoxinas na fração extracelular, numa concentração média de 2,8µg/L. Não foi detectada a presença de saxitoxinas no efluente do FLA-1 durante a Fase 14 nem na Fase 15, de monitoramento. Esses resultados podem indicar que os filtros lentos conseguiram biodegradar as

saxitoxinas e/ou as concentrações no efluente dos filtros lentos chegaram a valores abaixo do nível detectável pelo método CLAE.

Cabe ressaltar que para a maior segurança da água produzida numa estação de tratamento de água, é preferível que a toxina detectada na água filtrada esteja na fração extracelular que intracelular, visto que na fração extracelular demandaria uma menor dosagem de oxidante no tratamento posterior à filtração, já que o rompimento da célula consome oxidante (Hart *et al.*, 1998).

### 5.1.5 – Perda de carga

Os valores de perda de carga nos filtros lentos (FLA-1 e FLA-2) foram obtidos a partir de tomadas de pressão localizadas em diversas profundidades da areia. Os valores de perda de carga total e perda de carga superficial, nos primeiros 5cm do meio filtrante obtidos durante os Experimentos 1, 2 e 3 são apresentados, respectivamente, nas Figuras 5.13, 5.14 e 5.15. Para a obtenção da perda de carga total, foi feita a subtração entre o nível piezométrico no ponto H2 e no ponto H8, mostrados na Figura 4.4, item 4.2.1 do Capítulo 4. Já a perda de carga superficial (nos primeiros 5cm) foi obtida pela subtração entre o ponto H8 e o ponto H7.

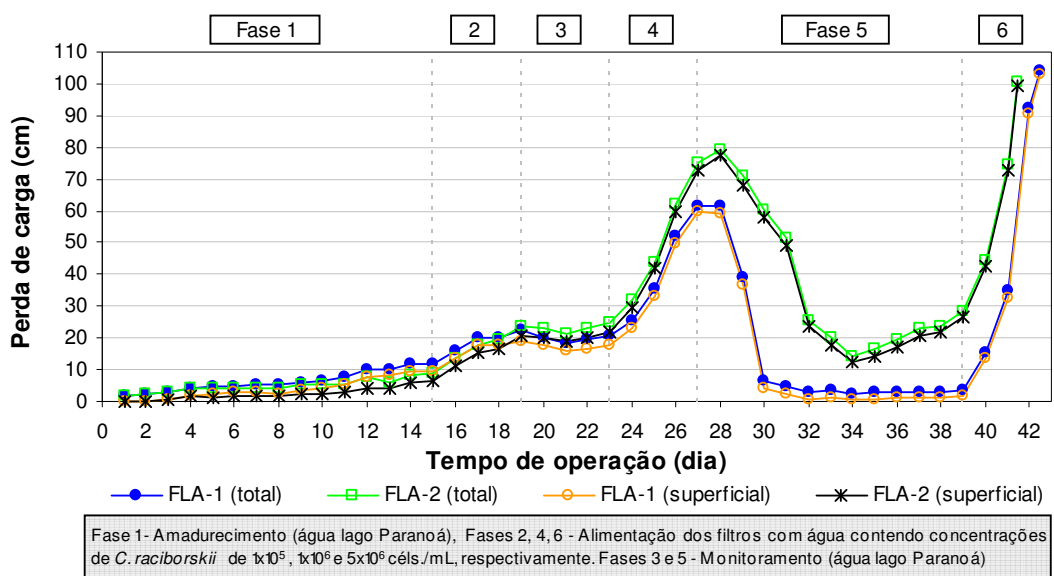


Figura 5.13 – Perda de carga nos filtros lentos (FLA-1 e FLA-2) durante o Experimento 1

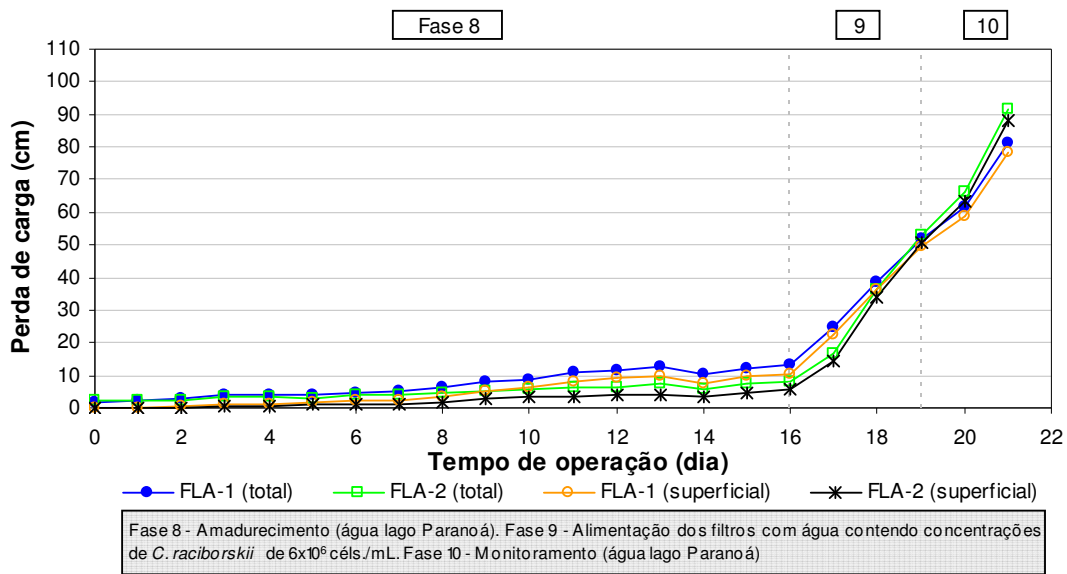


Figura 5.14 – Perda de carga nos filtros lentos (FLA-1 e FLA-2) durante o Experimento 2.

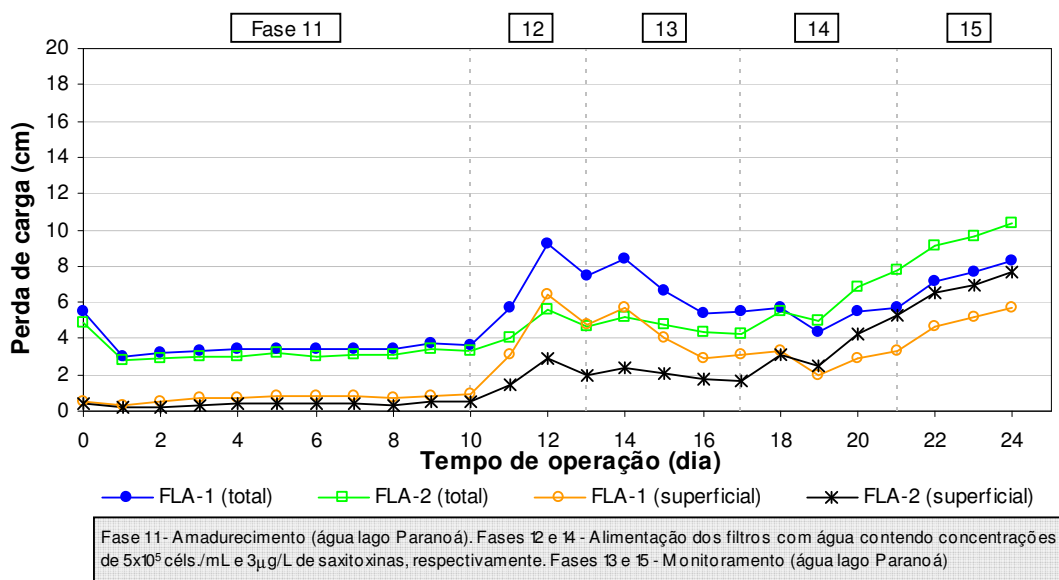


Figura 5.15 – Perda de carga nos filtros lentos (FLA-1 e FLA-2) durante o Experimento 3.

Observando as Figuras 5.13 e 5.14, verifica-se que os valores de perda de carga total e perda de carga superficial (5cm) para os filtros lentos, ao longo Experimentos 1 e 2, são bastante próximos. Isso indica que a penetração de impurezas no interior dos filtros é pequena e que a maior parte da retenção está ocorrendo na camada mais superficial da areia, onde a atividade biológica é mais pronunciada.

Pode-se constatar que durante a alimentação dos filtros com concentrações de células de *C. raciborskii* da ordem de  $10^6$ ,  $5 \times 10^6$  e  $6 \times 10^6$  céls./mL (Fases 4, 6 e 9), a evolução da perda de carga seguiu uma tendência exponencial. Tal comportamento reforça o indicativo de obstrução superficial dos filtros lentos, que pode ser justificado devido ao tamanho e características filamentosas das células de *C. raciborskii* que em elevadas concentrações acabam por colmatar os primeiros centímetros do meio filtrante dos filtros lentos, levando ao acelerado desenvolvimento da perda de carga, que em último caso pode resultar no encerramento da carreira de filtração, fato que foi observado nas Fases 6 e 10.

A Figura 5.16(a) mostra o FLA-1 em operação durante a simulação de floração de  $5 \times 10^6$  céls./mL (Fase 6). A Figura 5.16(b) apresenta uma foto da camada superficial do meio filtrante do FLA-2 durante a realização da Fase 6, em que pode ser visualizado claramente a formação de uma superfície de coesão nos primeiros centímetros do meio filtrante aonde ocorreu a retenção das células de *C. raciborskii*.



Figura 5.16 - Fotos dos filtros lentos durante a Fase 6 do Experimento 1: (a) FLA-1 atingindo o limite da perda de carga (b) Topo da camada filtrante do FLA-2 (superfície de coesão)

Com a realização do Experimento 2, pode-se constatar que mesmo com a diminuição do tempo de simulação de floração de 3 dias (Fase 6) para 2 dias (Fase 9), o processo de obstrução do meio filtrante dos filtros lentos e conseqüente encerramento da carreira de filtração, observado no Experimento 1, continuou a ocorrer. No Experimento 2, apesar dos

filtros lentos conseguirem operar durante toda a fase de inoculação de células (Fase 9) chegando ao início da fase de monitoramento (Fase 10), com valores perda de carga total em torno de 50cm, a tendência de crescimento exponencial se manteve e após 3 dias de monitoramento, a perda de carga total atingiu valores acima de 80cm, levando ao término da carreira de filtração dos filtros lentos.

Além da obstrução dos primeiros centímetros do meio filtrante pelas células de *C. raciborskii*, outro fator que pode ser atribuído como causa do contínuo aumento da perda de carga, mesmo após o término da alimentação dos filtros lentos com água contendo células, é o crescimento de perda de carga em função do aumento da biomassa da comunidade microbológica que compõe o filtro lento, devido a disponibilidade de material orgânico dissolvido. Comportamento semelhante foi relatado no estudo de Sá (2006), o autor verificou o aumento da perda de carga nas fases onde a água bruta continha microcistina extracelular.

Como confirmação desse raciocínio pode-se citar o caso das Fases 5, 13 e 15. Na Fase 4, de alimentação dos filtros com água contendo concentração de  $1 \times 10^6$  cels./mL de *C. raciborskii*, as perdas de carga iniciam rapidamente um comportamento de subida acentuada. Em seguida, na Fase 5, de monitoramento, as perdas de carga continuam a subir durante os dois primeiros dias dessa fase, ainda que não houvesse mais células de *C. raciborskii* na água bruta, e na seqüência a perda de carga diminui. É provável que a obstrução do meio filtrante nos dois primeiros dias da Fase 5, não tenha sido ocasionada pela retenção de células, mas, por outro lado, de acordo com os dados de saxitoxinas extracelulares, observou-se a ocorrência de lise no início da Fase 5, os sub-produtos da lise podem servir de alimento para a comunidade microbológica que compõem o filtro lento. Assim, com o aumento da oferta de alimento, há indicações de que a população microbológica cresceu, obstruindo o meio filtrante, e conseqüentemente aumentando a perda de carga. Na segunda metade da Fase 5, não foram detectadas concentrações de saxitoxinas extracelulares na água filtrada, sugerindo a não ocorrência de lise celular de *C. raciborskii*, e conseqüentemente a perda de carga iniciou um processo de diminuição.

Durante a Fase 12, inoculação de  $5 \times 10^5$  céls./mL de *C. raciborskii*, do Experimento 3, também foi verificado o aumento da perda de carga chegando a 9cm no 12º dia, contudo

durante a Fase 13, de monitoramento, observou-se um declínio da perda de carga atingindo valores de 6cm.

Na Fase 14, em que a água bruta continha somente saxitoxinas na fração extracelular, a perda de carga voltou a subir chegando a 8cm no FLA-2 e durante a Fase 15, de monitoramento, atingiu o valor 10cm. Como não foi observado um aumento nos valores de turbidez e clorofila-a na água bruta durante a realização dessas fases, esse crescimento de perda de carga pode ser em função do aumento da biomassa da comunidade microbiológica.

Observando as Figuras 5.13, 5.14 e 5.15, percebe-se que há diferença nos valores de perda de carga para cada filtro lento. Ainda que os filtros sejam réplicas um do outro, os filtros lentos não podem ser considerados exatamente iguais, visto que o desenvolvimento da comunidade biológica é um componente não-controlável nesse tipo de experimento, e assim sempre haverá alguma diferença entre filtros lentos igualmente projetados e operados.

#### **5.1.6 – Coliformes Totais e *Escherichia coli***

A capacidade de remoção de coliformes totais e *E. coli* nos filtros lentos foi utilizada tanto para identificação do período inicial de amadurecimento dos filtros lentos, como também para indicação do desempenho geral dos filtros ao longo da operação.

As quantificações de coliformes totais na água afluente e efluente dos filtros lentos ao longo dos Experimentos 1, 2 e 3 são apresentadas, respectivamente, nas Figuras 5.17, 5.18 e 5.19,. Já as Figuras 5.20, 5.21 e 5.22 apresentam, respectivamente, os resultados de *E. coli* na água afluente e efluente dos filtros lentos durante os Experimentos 1, 2 e 3.

Para efeito de construção dos gráficos das Figuras 5.17 a 5.22 os valores de coliformes totais e *E. coli* nas amostras analisadas que não foram detectáveis pela técnica Colilert, foram considerados iguais a 0,1. Esse artifício foi utilizado para permitir a representação dos dados em escala logarítmica.



presença de *E. coli*. O amadurecimento mais rápido se deve ao fato de já existir alguma colonização microbiana na camada de areia remanescente do experimento anterior, que acelera o processo de amadurecimento do filtro lento. É importante lembrar que, tal fato já era esperado, em função dos procedimentos de limpeza adotados, descritos no item 4.3.4, ao qual areia não lavada era reposicionada na camada superficial do filtro possibilitando o amadurecimento mais rápido dos filtros lentos.

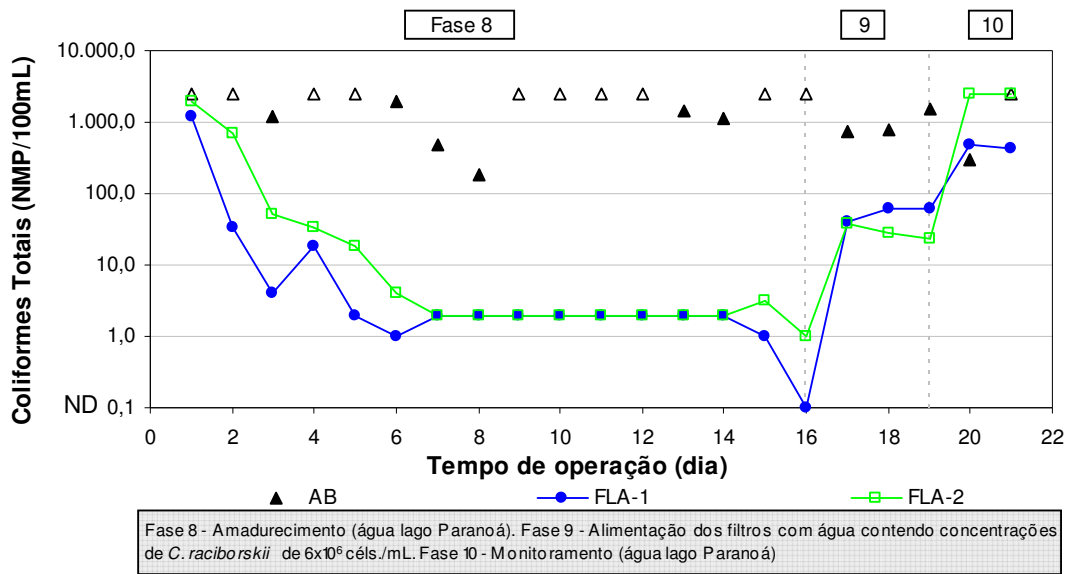


Figura 5.18 – Valores de coliformes totais na água afluenta (AB) e efluente dos filtros lentos de areia (FLA-1 e FLA-2) durante o Experimento 2.

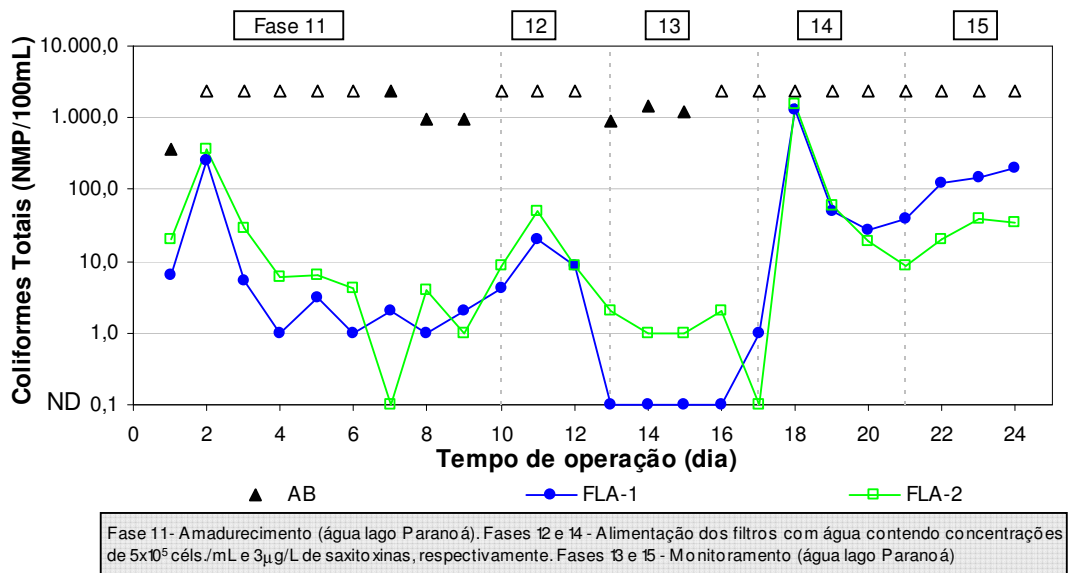


Figura 5.19 – Valores de coliformes totais na água afluenta (AB) e efluente dos filtros lentos de areia (FLA-1 e FLA-2) durante o Experimento 3.



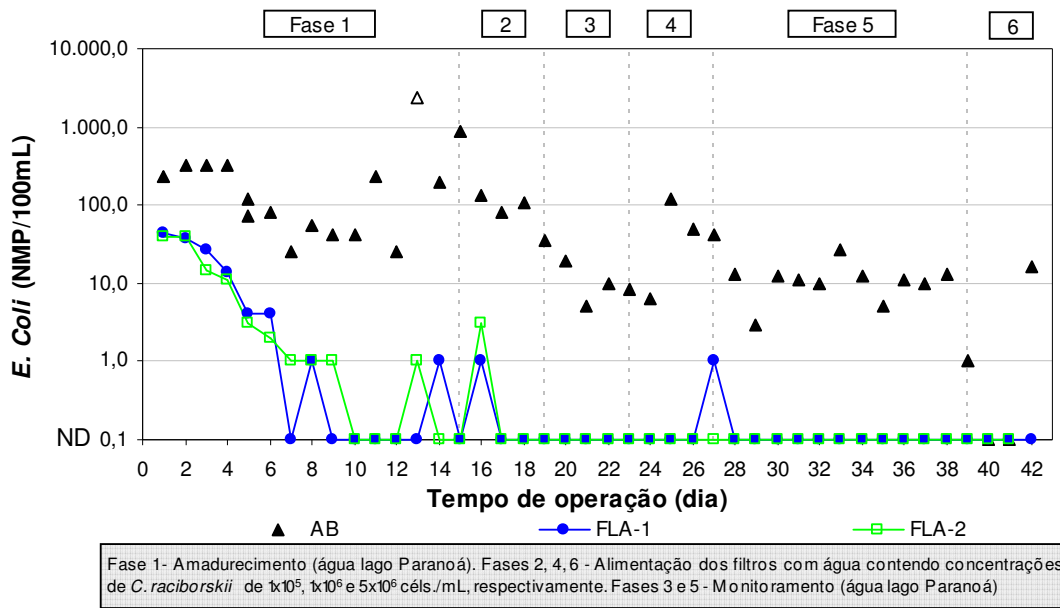


Figura 5.20 – Valores de *E. coli* na água afluyente (AB) e efluente dos filtros lentos de areia (FLA-1 e FLA-2) durante o Experimento 1.

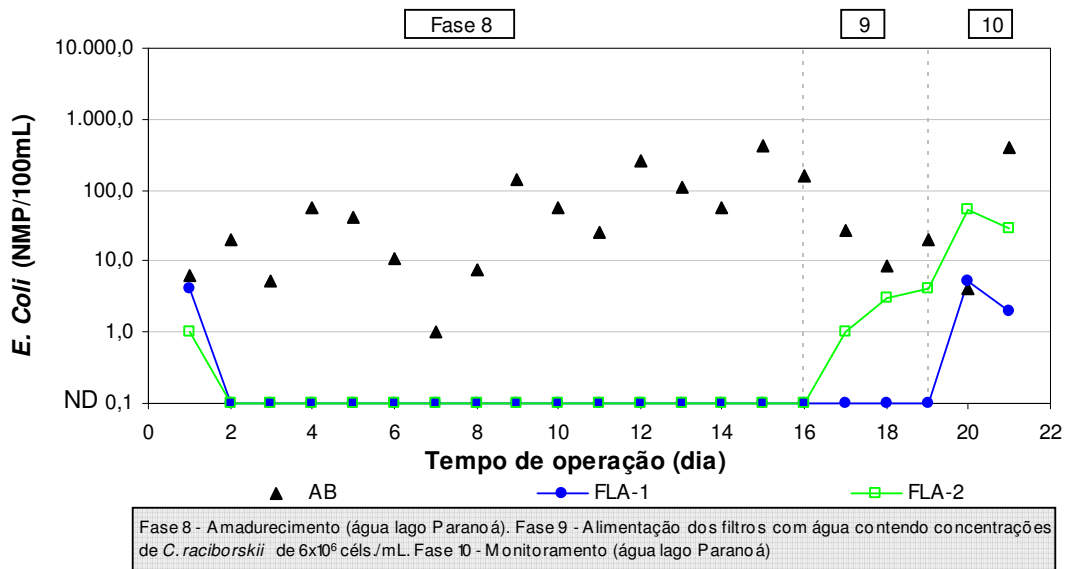


Figura 5.21 – Valores de *E. coli* na água afluyente (AB) e efluente dos filtros lentos de areia (FLA-1 e FLA-2) durante o Experimento 2.

De acordo com os dados apresentados nas Figuras 5.17 a 5.21, a alimentação de água contendo concentrações de  $1 \times 10^6$  a  $6 \times 10^6$  céls./mL de *C. raciborskii* pelos filtros lentos (Fases 4, 6 e 9) afetou negativamente a eficiência de remoção de coliformes totais e *E. coli*, ou seja, percebe-se que os valores de grupo coliformes (coliformes totais e *E. coli*) cresceu em relação às fases anteriores, como por exemplo durante o final do

amadurecimento. Esse comportamento é mais evidenciado ao longo da fase de monitoramento após a inoculação das células na água bruta (Fases 5 e 10) e durante as fases de simulação de floração de  $5 \times 10^6$  céls./mL e  $6 \times 10^6$  céls./mL (Fases 6 e 9).

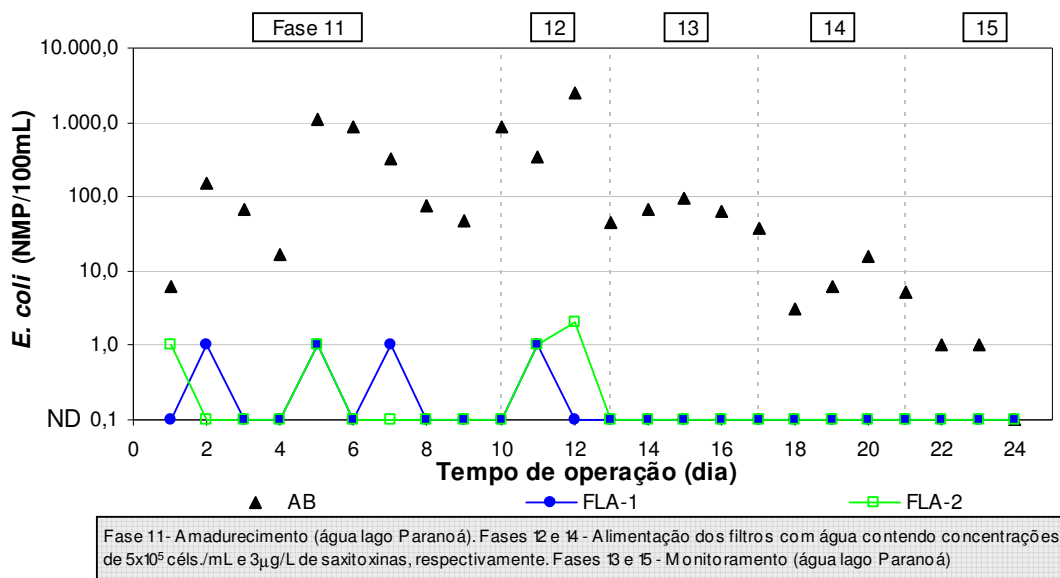


Figura 5.22 – Valores de *E. coli* na água afluyente (AB) e efluente dos filtros lentos de areia (FLA-1 e FLA-2) durante o Experimento 3.

Na Figura 5.19 também se pode observar uma alteração nos valores de coliformes totais durante a Fase 14, onde os filtros foram alimentados somente por saxitoxinas na fração extracelular com uma concentração média de  $3 \mu\text{g/L}$  e ao longo da Fase 15, de monitoramento.

A remoção média de coliformes totais do FLA-2 ao longo das Fases 2 e 4 era de 99,5% decaiu para 96% durante a Fase 5 e atingiu 45% na Fase 6. Já durante a Fase 10, a remoção média de coliformes totais do FLA-2 atingiu 33%, sendo que no 20º e 21º dia, o filtro lento apresentou valores negativos de remoção de coliformes totais.

Comportamento semelhante foi observado nos estudos desenvolvidos por Sá (2002 e 2006). O autor relata uma redução na eficiência de remoção de coliformes quando a água bruta continha microcistina extracelular (dissolvida) e levanta a hipótese de que alguns microrganismos associados à remoção de coliformes, provavelmente presentes no sobrenadante e nas camadas mais superficiais dos filtros lentos, foram afetados no contato direto com a microcistina.

As análises de saxitoxinas realizadas nas amostras de água afluyente aos filtros lentos durante as fases de simulação de floração de  $10^6$ ,  $5 \times 10^6$  e  $6 \times 10^6$  céls./mL (Fases 4, 6 e 9) indicam a presença de saxitoxinas extracelulares (dissolvidas), ou seja, ocorreu lise das células no tanque de alimentação. Além disso, também foi observada a presença de saxitoxinas extracelulares nas Fases 5 e 10, de monitoramento, indicando que parte das células de *C. raciborskii* retidas no meio filtrante foram lisadas permitindo que as saxitoxinas extracelulares fossem carreadas para a água filtrada. Deste modo, pode-se associar a presença de células de *C. raciborskii* (saxitoxinas intracelulares) e saxitoxinas extracelulares à redução da eficiência de remoção de coliformes.

### **5.1.7 – Demais parâmetros medidos**

Serão apresentados a seguir os resultados obtidos para os demais parâmetros analisados nessa etapa experimental.

Durante os três Experimentos foram realizadas leituras diárias da temperatura na água sobrenadante dos filtros lentos com auxílio de sensores de temperatura digitais. Esses sensores forneciam a temperatura da água momentaneamente, além de registrar os valores de temperatura máxima e mínima obtidos durante o dia. Tal parâmetro é importante, pois a temperatura influencia na eficiência de remoção dos filtros lentos, já que uma boa parte da remoção do filtro lento é referente à atividade biológica.

A Tabela 5.9 apresenta os valores médios da temperatura momentânea, lidos diariamente às 12h, da temperatura máxima e mínima da água sobrenadante dos filtros lentos durante a 1ª Etapa Experimental.

De acordo, com os dados da Tabela 5.9, a temperatura da água sobrenadante dos FLA-1 e FLA-2 foram bastante similares e apresentaram uma pequena variação, que pode estar associada às mudanças climatológicas.

As leituras de pH também foram realizadas diariamente, frequência amostral de acordo com a Tabela 4.3, na água bruta e nos efluentes dos filtros lentos durante os três experimentos. A Tabela 5.10 apresenta os valores médios de pH da água bruta e do efluente dos filtros lentos obtidos durante os experimentos da 1ª Etapa Experimental.

Tabela 5.9 – Valores de temperatura da água sobrenadante dos filtros lentos durante a 1ª Etapa Experimental.

Exp.	Fase	FLA-1			FLA-2		
		Temp. às 12h (°C)	Temp. Min (°C)	Temp. Máx (°C)	Temp. às 12h (°C)	Temp. Min (°C)	Temp. Máx (°C)
1	1	25,2	23,0	27,7	25,2	22,9	27,4
	2	27,4	25,9	28,9	27,4	25,7	28,8
	3	27,9	26,5	29,0	27,4	26,3	28,7
	4	26,3	25,2	27,3	26,1	25,0	27,0
	5	27,9	26,5	29,5	27,7	26,4	29,1
	6	24,9	23,6	26,1	24,7	23,6	26,0
2	8	24,8	22,9	26,6	24,8	22,5	26,4
	9	24,1	22,7	26,5	24,1	22,1	26,3
	10	22,7	22,2	24,4	22,9	21,7	24,6
3	11	23,2	21,9	24,5	23,3	22,0	24,5
	12	21,9	21,1	24,7	22,1	21,1	24,7
	13	25,1	23,2	26,2	25,1	23,2	26,2
	14	26,4	25,6	29,0	26,4	25,2	28,9
	15	24,9	24,4	27,0	24,9	23,4	26,9

Tabela 5.10 – Valores médios do pH da água bruta e do efluente dos filtros lentos durante a 1ª Etapa Experimental

Exp.	Fase	AB		FLA-1		FLA-2	
		Média	DP	Média	DP	Média	DP
1	1	7,2	0,1	7,2	0,1	7,2	0,1
	2	7,5	0,2	7,3	0,1	7,3	0,1
	3	7,5	0,1	7,3	0,1	7,3	0,1
	4	8,2	0,1	7,6	0,2	7,7	0,2
	5	7,4	0,1	7,5	0,1	7,6	0,1
	6	8,3	0,3	7,7	0,1	7,8	0,1
2	8	6,9	0,3	6,7	0,2	6,7	0,2
	9	8,2	0,5	7,1	0,1	7,1	0,1
	10	6,8	0,2	6,7	0,2	6,7	0,2
3	11	6,5	0,1	6,6	0,2	6,5	0,1
	12	6,7	0,0	6,5	0,1	6,5	0,1
	13	6,6	0,2	6,5	0,1	6,5	0,1
	14	6,6	0,0	6,7	0,1	6,6	0,1
	15	6,5	0,1	6,5	0,1	6,6	0,1

DP = Desvio padrão

Pode-se observar que o valor médio do pH da água bruta sofreu um aumento ao longo das fases em que foi adicionada células de *C. raciborskii*. Esse aumento deve estar associado ao fato do cultivo de *C. raciborskii* ser mantido em pH mais elevado, que o observado normalmente para a água do Lago Paranoá, cerca de 7,5.

Considerando a seqüência de tratamento, verifica-se pouca variação no valor do pH. O valor do pH manteve-se em faixa próxima da neutralidade, permitindo um bom equilíbrio do ecossistema em cada filtro lento.

As determinações de alcalinidade da água bruta e efluente dos filtros lentos também foram realizadas diariamente (Tabela 4.3). Os valores médios de alcalinidade na água bruta e no efluente dos filtros lentos estão apresentados na Tabela 5.11.

Tabela 5.11 – Valores médios de alcalinidade da água bruta e do efluente dos filtros lentos durante a 1ª Etapa Experimental

Exp.	Fase	AB		FLA-1		FLA-2	
		Média (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	DP	Média (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	DP	Média (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	DP
1	1	7,2	0,1	7,2	0,1	7,2	0,1
	2	7,5	0,2	7,3	0,1	7,3	0,1
	3	7,5	0,1	7,3	0,1	7,3	0,1
	4	8,2	0,1	7,6	0,2	7,7	0,2
	5	7,4	0,1	7,5	0,1	7,6	0,1
	6	8,3	0,3	7,7	0,1	7,8	0,1
2	8	6,9	0,3	6,7	0,2	6,7	0,2
	9	8,2	0,5	7,1	0,1	7,1	0,1
	10	6,8	0,2	6,7	0,2	6,7	0,2
3	11	6,5	0,1	6,6	0,2	6,5	0,1
	12	6,7	0,0	6,5	0,1	6,5	0,1
	13	6,6	0,2	6,5	0,1	6,5	0,1
	14	6,6	0,0	6,7	0,1	6,6	0,1
	15	6,5	0,1	6,5	0,1	6,6	0,1

DP = Desvio padrão

O comportamento dos valores de alcalinidade mostra-se coerente com o comportamento dos valores de pH, ou seja, observa-se um aumento do valor de alcalinidade durante as fases de inoculação de células de *C. raciborskii* na água bruta. Contudo, esse mesmo comportamento foi verificado para os efluentes dos filtros lentos, fato que não foi acentuado nos valores do pH. De qualquer forma, não são conhecidos problemas de saúde associados à presença de valores elevados de alcalinidade. Águas altamente alcalinas podem apresentar sabor e podem ser rejeitadas pelo consumidor.

De acordo com os dados apresentados, verifica-se que os resultados de temperatura da água sobrenadante aos filtros, pH e alcalinidade da água filtrada, não contribuíram para a avaliação dos filtros lentos e nem para verificação dos valores máximos de concentração

de *Cylindrospermopsis raciborskii* e saxitoxinas intra e extracelulares na água afluyente à filtração lenta.

### 5.1.8 – Considerações sobre os resultados da 1ª Etapa Experimental

A partir dos dados obtidos na 1ª Etapa Experimental verifica-se que:

- Os dados relativos aos parâmetros turbidez, clorofila-a e saxitoxinas extracelulares na água filtrada, indicaram a ocorrência de traspasse de células durante a alimentação dos filtros lentos com água contendo concentrações de células de *C. raciborskii* da ordem de  $5 \times 10^6$  e  $6 \times 10^6$  céls./mL (Fases 6 e 9).
- De acordo com os dados de clorofila-a e saxitoxinas intracelulares da água filtrada também foi verificado a ocorrência de arraste de células previamente retidas durante a fase de monitoramento subsequente à alimentação dos filtros lentos com água contendo concentrações de  $6 \times 10^6$  (Fase 10).
- Foram detectadas concentrações de saxitoxinas extracelulares no efluente dos filtros durante as fases em que a água bruta continha essencialmente células de *C. raciborskii*, indicando a lise dessas células no interior dos filtros.
- Em relação ao comportamento da perda de carga, observou-se que os valores de perda de carga total e superficial eram bastante próximos; houve a formação de uma superfície de coesão nos primeiros centímetros do meio filtrante; durante os dias de alimentação dos filtros com água contendo células de *C. raciborskii* na ordem de  $5 \times 10^6$  e  $6 \times 10^6$  céls./mL ocorreu um acelerado desenvolvimento da perda de carga, que em último caso, resultou no encerramento da carreira de filtração.
- Os resultados dos experimentos também indicam que a alimentação dos filtros lentos com água contendo concentrações elevadas de células de *C. raciborskii* ( $10^6$  a  $6 \times 10^6$  céls./mL) e saxitoxinas extracelulares afetam negativamente a eficiência de remoção de coliformes (coliformes totais e *E. coli*) dos mesmos.

A partir da análise desses resultados, verificou-se que os filtros lentos têm o desempenho comprometido quando são alimentados com água contendo concentrações de células de *C. raciborskii* acima de  $10^6$  céls./mL. Deste modo, para a próxima Etapa Experimental, optou-se pela realização de o estudo de alternativas que permitam a melhoria da qualidade da água afluyente aos filtros lentos, evitando que quantidades excessivas de células de *C. raciborskii* atinjam os filtros lentos. A alternativa escolhida foi a pré-filtração ascendente em pedregulho antecedendo a filtração lenta, ou seja, a utilização da Filtração em Múltiplas Etapas (FiME).

## 5.2 – 2ª ETAPA EXPERIMENTAL

Na 2ª Etapa Experimental foi investigado o potencial da pré-filtração ascendente como sistema de pré-tratamento de águas com elevada presença de células de *C. raciborskii*, a serem submetidas à filtração lenta. Para tanto, foi realizado o Experimento 4, onde o pré-filtro ascendente foi operado com taxa média de filtração de  $10 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$  e os filtros lentos de areia foram operados com taxa média de filtração igual a  $3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ .

Foram avaliadas duas concentrações de células de *C. raciborskii* na água bruta afluyente às unidades filtrantes:  $1 \times 10^6$  e  $7 \times 10^6$  céls./mL. Esses valores foram testados, em função dos resultados obtidos na 1ª Etapa Experimental, aonde foi constatado que os filtros lentos tiveram seus desempenhos prejudicados quando alimentados com água contendo essas concentrações de células de *C. raciborskii*.

O período de preparação dessa etapa experimental foi de aproximadamente um mês. O experimento de filtração propriamente dito (Experimento 4) teve duração de 32 dias, e foi realizado no período de 07 de março a 07 de abril de 2006. A Tabela 5.12 apresenta as diferentes fases que compõem essa Etapa Experimental. O detalhamento de cada fase está descrito no item 4.3.4 do Capítulo 4.

O pré-filtro ascendente em pedregulho só foi colocado em operação no 11º dia de operação (correspondente à fase de amadurecimento). A razão desse procedimento foi explicitada no item 4.3.4.2 do presente trabalho.

Tabela 5.12 - Descrição do Experimento 4 referente a 2ª Etapa Experimental

Exp.	Fase	Descrição	Duração
Exp. 4	Fase 1	Amadurecimento das unidades de filtração (PFA, FLA-1 e FLA-2)	16 dias
	Fase 2	Alimentação das unidades de filtração com água do lago Paranoá adicionada de células de <i>C. raciborskii</i> numa concentração de $10^6$ céls./mL	2 dias
	Fase 3	Alimentação das unidades de filtração com água do lago Paranoá e monitoramento da água filtrada	5 dias
	Fase 4	Alimentação das unidades de filtração com água do lago Paranoá adicionada de células de <i>C. raciborskii</i> numa concentração de $7 \times 10^6$ céls./mL	12 horas (0,5 dia)
	Fase 5	Alimentação das unidades de filtração com água do lago Paranoá e monitoramento da água filtrada	8,5 dias

### 5.2.1 – Características da água do lago Paranoá

A Tabela 5.13 apresenta os valores de turbidez, clorofila-a, coliformes totais, *E. coli*, pH e alcalinidade da água bruta do lago Paranoá, durante o Experimento 4, previamente à adição de células de *C. raciborskii* ou saxitoxinas.

Tabela 5.13 – Características da água do lago Paranoá durante a 2ª Etapa Experimental (sem células de *C. raciborskii* ou saxitoxinas extracelulares).

Parâmetro	Faixa de variação	Média	Desvio Padrão	CV <sub>p</sub> *
Turbidez (UT)	2,2 – 10,7	4,3	1,9	0,441
Clorofila-a (µg/L)	5,5 – 11,4	7,9	1,7	0,216
Coliformes totais (NMP/100mL)	933,0 – 24196,0	7894,4	6398,4	0,810
<i>E. coli</i> (NMP/100ml)	2,0 – 4611,0	358,4	850,8	2,374
pH	6,2 – 6,8	6,6	0,2	0,023
Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	17 – 21	19,2	0,9	0,049

\*Coeficiente de Variação de Pearson (razão entre o desvio-padrão e a média)

A água do lago Paranoá apresentou, durante o período de realização do Experimento 4, características similares às observadas durante a 1ª Etapa Experimental. Os valores baixos de turbidez variaram apresentando em média 4,3UT. Os teores de clorofila-a ficaram compreendidos no intervalo de 5,5 a 11,4 µg/L.



Da mesma forma que o observado na 1ª Etapa Experimental, os valores de coliformes totais e *E. Coli* na água bruta foram elevados e bastantes variáveis, observado pelos altos valores dos desvios-padrão e coeficiente de variação de Pearson.

Os valores de pH e alcalinidade apresentaram valores dentro da faixa normalmente observada para a água do lago Paranoá.

### 5.2.2 – Turbidez, clorofila-a e saxitoxinas

Os valores médios de turbidez e teor de clorofila-a na água afluyente e efluente das unidades de filtração são apresentados na Tabela 5.14.

Tabela 5.14 – Valores médios de turbidez e clorofila-a na água bruta e efluente as unidades filtrantes durante o Experimento 4.

Fase	Turbidez (UT)				Clorofila-a (µg/L)			
	AB	PFA	FLA-1	FLA-2	AB	PFA	FLA-1	FLA-2
1. Amadurecimento	4,9	1,2	0,30	0,30	8,1	4,6	1,7	1,3
2. Inoculação 1x10 <sup>6</sup> céls./mL	19,5	8,6	0,28	0,34	227,3	70,1	1,1	0,9
3. Monitoramento	2,8	0,50	0,29	0,29	6,7	3,3	1,6	1,5
4. Inoculação 7x10 <sup>6</sup> céls./mL	104	50,8	0,30	0,30	1119,9	536,6	1,2	1,1
5. Monitoramento	4,0	3,3	0,35	0,31	8,5	30,8	1,7	2,0

Da mesma forma do ocorrido na 1ª Etapa Experimental, os valores de turbidez e as concentrações de clorofila-a na água bruta foram elevadas durante as fases de inoculação de células de *C. raciborskii* na água bruta. Nas Fases 2 e 4, em que a água bruta continha células de *C. raciborskii* numa concentração aproximada de 10<sup>6</sup> céls./mL (Fase 2) e 7x10<sup>6</sup> céls./mL (Fase 4), o valor da turbidez da água bruta foi de 19,5UT e 104UT, respectivamente. Já a concentração de clorofila-a na água bruta durante a Fase 2 foi de 227,3µg/L e na Fase 4 foi de 1120µg/L.

As Figuras 5.23 e 5.24 mostram, respectivamente, a variação da turbidez e do teor de clorofila-a na água bruta e no efluente das unidades de filtração.

A Tabela 5.15 apresenta as eficiências médias de remoção de turbidez e clorofila-a das unidades filtrantes ao longo do Experimento 4.

Tabela 5.15 – Remoção de turbidez e clorofila-a nas unidades filtrantes durante o Experimento 4.

Fase	Remoção de turbidez (%)			Remoção de clorofila-a (%)		
	PFA	PFA + FLA-1	PFA + FLA-2	PFA	PFA + FLA-1	PFA + FLA-2
1. Amadurecimento	76,1	93,9	93,8	43,9	78,6	84,2
2. Inoculação $1 \times 10^6$ céls./mL	55,7	98,6	98,3	69,2	99,5	99,6
3. Monitoramento	80,2	89,7	89,6	50,6	75,9	78,3
4. Inoculação $7 \times 10^6$ céls./mL	51,1	99,7	99,7	52,1	99,9	99,9
5. Monitoramento	18,6	91,3	92,3	-263,4	79,7	76,8

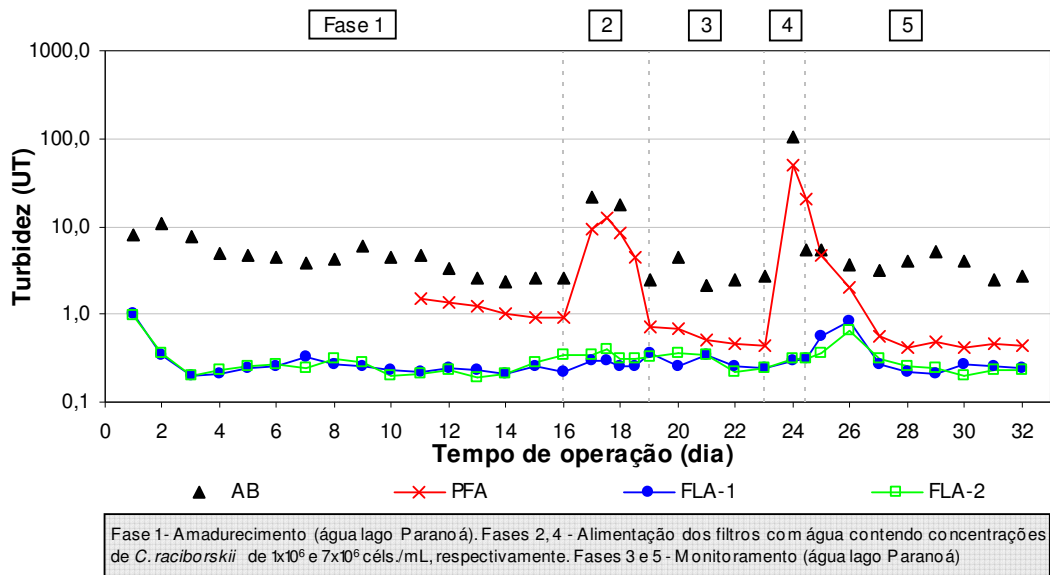


Figura 5.23 – Turbidez na água afluente (AB) e efluente das unidades filtrantes (PFA, FLA-1 e FLA-2) durante o Experimento 4

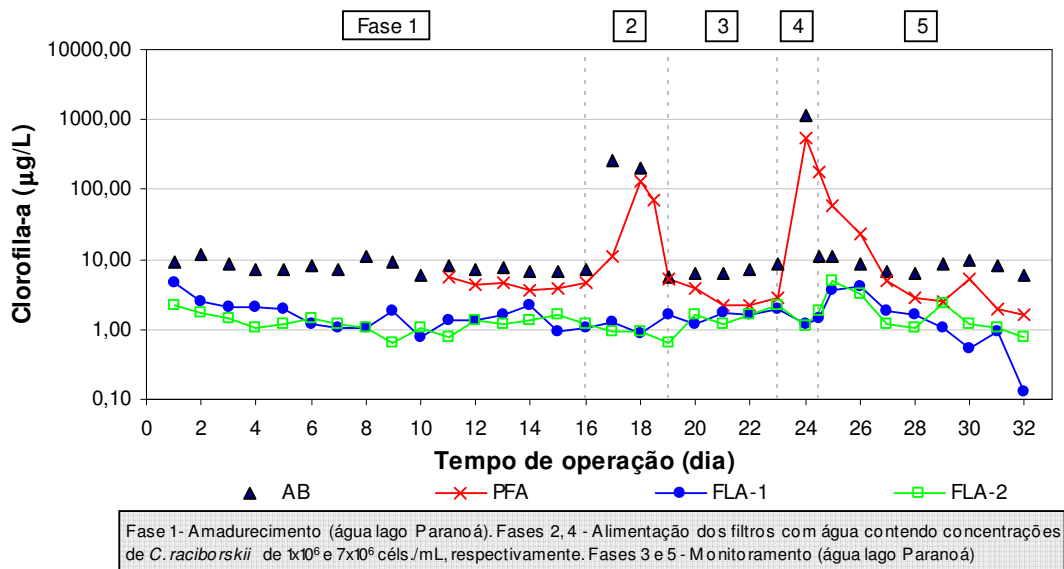


Figura 5.24 – Clorofila-a na água afluente (AB) e efluente das unidades de filtração (PFA, FLA-1 e FLA-2) durante o Experimento 4.

Analisando-se a Tabela 5.15 e as Figuras 5.23 e 5.24, verifica-se que os valores de turbidez e o teor de clorofila-a do afluente e efluente possuem a mesma tendência, apesar dos valores de remoção de turbidez pelas unidades filtrantes ser sempre mais elevados do que o de clorofila-a.

Observa-se também que o pré-filtro ascendente foi capaz de remover parte das células de *C. raciborskii* presentes na água afluente ao sistema. A contagem de células do efluente do PFA no 25º dia de operação, ou seja, um dia após inoculação de  $7 \times 10^6$  céls./mL, apresentava uma concentração de células da ordem de  $10^6$  céls./mL, resultado que comprova que o uso da pré-filtração ascendente diminuiu bastante a carga de células afluentes aos filtros lentos.

O PFA mostrou-se, em média, com eficiência de turbidez e clorofila-a similar ao obtido em estudos realizados por Mello (1998) e Souza Jr. (1999), que utilizaram pré-filtros com granulometria similar, com taxa de filtração de  $12 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$ . Nesses trabalhos, a remoção média de turbidez e clorofila-a atribuída ao PFA ficou em torno de 65 e 60%, respectivamente. Entretanto, os valores de remoção de turbidez e, principalmente de clorofila-a ainda estão muito abaixo do reportado por outros autores (Galvis *et al.*, 1999). Fato que não era esperado, pois a taxa de filtração adotada para o PFA ( $10 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$ ) é baixa em relação à usualmente utilizada e segundo a literatura quanto menor a taxa de filtração adotada para o PFA maior a eficiência de remoção. Esses resultados indicam a necessidade de otimização da granulometria utilizada para essa unidade.

Além do mais, durante a Fase 5, de monitoramento após a alimentação dos filtros com água contendo  $7 \times 10^6$  céls./mL de *C. raciborskii*, inicialmente o pré-filtro ascendente consegue absorver os picos de turbidez devido à alta concentração de células, contudo nos dias posteriores permite um gradual carreamento dos sólidos retidos previamente no meio filtrante, fato que resultou na baixa eficiência de remoção de turbidez e clorofila-a durante a Fase 5 (Tabela 5.15). Esse decréscimo no desempenho do PFA foi mais pronunciado no parâmetro de clorofila-a, onde a remoção atingiu valor negativo, indicando a ocorrência de carreamento de células de *C. raciborskii* previamente retidas no meio filtrante do pré-filtro ascendente.

A ocorrência do arraste de material previamente retido no PFA, pode ser minimizada com a adoção de descargas de fundo no PFA, após as fases de inoculação de células. Entretanto, a seleção dessa alternativa traz a questão de como proceder com o descarte proveniente desse procedimento.

Apesar da degradação na qualidade do efluente do PFA durante a Fase 5, os filtros lentos mantiveram a produção de efluentes com valor médio de turbidez de 0,3UT, sempre inferior a 1,0UT e teor de clorofila-a abaixo de 2µg/L, diferentemente do que foi observado durante os experimentos da 1ª Etapa Experimental.

Foram realizadas análises de saxitoxinas de algumas amostras com auxílio do *kit* ELISA, com o intuito de fornecer alguma noção dos valores de saxitoxinas com a nova configuração do sistema de tratamento.

Os valores de concentração de saxitoxinas totais presente na água bruta e na água filtrada durante o Experimento 4 estão apresentados na Figura 5.24.

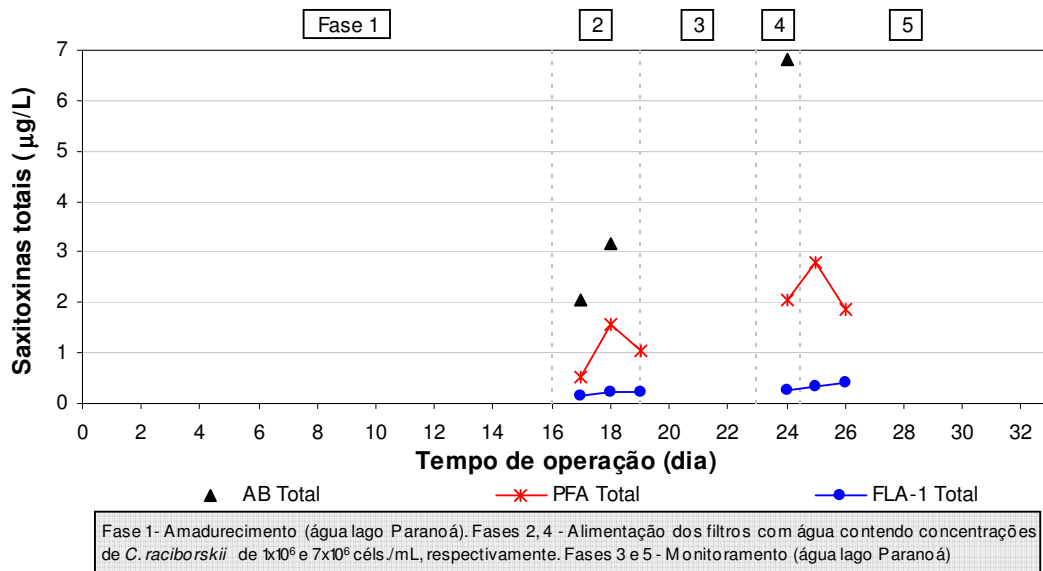


Figura 5.25 - Concentração de saxitoxinas totais na água afluenta (AB) e efluente das unidades de filtração (PFA, FLA-1) durante o Experimento 4

Como pode ser observado na Figura 5.25, os valores de saxitoxinas da água bruta são inferiores aos detectados nos experimentos da 1ª Etapa Experimental onde foram avaliados

concentrações de células similares. A Tabela 5.16 apresenta uma comparação dos valores de saxitoxinas obtidos utilizando a CLAE e o *kit* ELISA.

Tabela 5.16 – Comparação dos valores de saxitoxinas obtidos utilizando as técnicas de detecção da CLAE e do *kit* ELISA

Concentração testada	Saxitoxinas	CLAE			<i>kit</i> ELISA	
		Exp. Fase	neoSTX (µg/L)	STX (µg/L)	Exp. Fase	Totais (µg/L)
1x10 <sup>6</sup> céls./mL	Totais	Exp. 1 Fase 4	2,4	2,3	Exp. 4 Fase 2	2,6
6x10 <sup>6</sup> céls./mL	Totais	Exp. 2 Fase 9	44,7	9,7	Exp. 4 Fase 4	6,8*

\* Valores de saxitoxinas referentes à amostra com uma concentração de 7x10<sup>6</sup> céls./mL

Analisando a Tabela 5.16, verifica-se que realmente o *kit* ELISA para saxitoxinas adotado subestima o concentração de saxitoxinas devido a baixa reatividade para neoSTX, cerca de 12%. Deste modo, as amostras que contenham alta concentração de neoSTX serão subestimadas. Fato que foi mais pronunciado no caso da amostra de água bruta que continha 7x10<sup>6</sup> céls./mL, o valor obtido pelo método imunológico ELISA foi cerca de 10 vezes menor do que o obtido utilizando o equipamento de CLAE-FLD.

Similarmente ao observado com o auxílio dos dados de clorofila-a, verificou-se que o PFA se apresentou como uma barreira, fornecendo água aos filtros lentos com menor concentração de toxinas. Contudo, foi verificado a ocorrência do arraste de material previamente retido no PFA durante a Fase 5.

O efluente dos filtros lentos apresentou concentrações de saxitoxinas totais em torno de 0,2µg/l. Esses valores possivelmente não seriam detectados no equipamento de CLAE, devido ao valor limite de detecção do equipamento.

#### 5.2.4 – Perda de carga

A Figura 5.26 apresenta os valores de perda de carga nas unidades filtrantes ao longo do Experimento 4. Os valores de perda de carga no pré-filtro ascendente (PFA) foram obtidos a partir da subtração entre o nível piezométrico no ponto H1 e no piezômetro externo,

indicados na Figura 4.9(a), item 4.2.2 do Capítulo 4. Na Figura 5.26 também são apresentados os valores de perda de carga total nos filtros lentos.

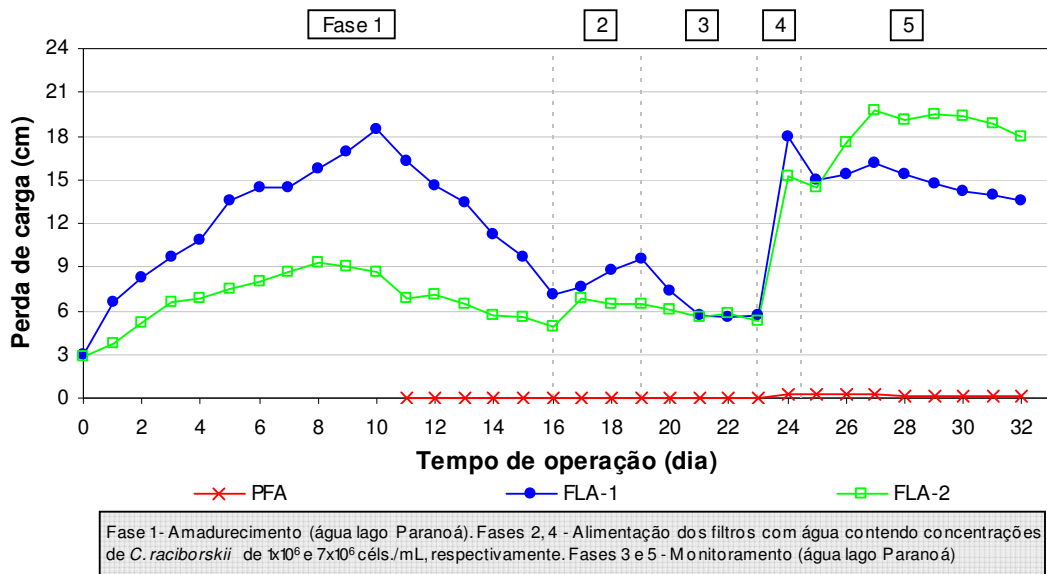


Figura 5.26 – Perda de carga total nas unidades filtrantes (PFA, FLA-1 e FLA-2).

A perda de carga no pré-filtro ascendente (PFA) atingiu somente 0,2cm de perda de carga quando o PFA foi alimentado por água com  $7 \times 10^6$  céls./mL. Essa perda de carga representa menos de 1% da carga hidráulica disponível (50cm) indicando a disponibilidade dessa unidade de operar durante períodos de tempo mais longos. Durante a Fase 5, de monitoramento, a perda de carga no PFA decaiu, chegando a 0,1cm. Esse decréscimo indica a possibilidade de degradação do material retido ou arraste de células para a água filtrada. A última hipótese é confirmada pelos dados de turbidez e clorofila-a da água efluente do PFA, durante a Fase 5.

Os filtros lentos apresentaram um aumento do desenvolvimento da perda de carga durante os primeiros 10 dias de operação do sistema de filtração. Este fato está associado à presença de algas e outras impurezas na água do lago Paranoá. As algas e outros sólidos em suspensão presentes na água bruta acumulam-se na superfície da areia provocando o aumento na perda de carga. O acúmulo de algas e a matéria orgânica celular liberada na lise destas nos primeiros dias de operação podem estimular o crescimento da comunidade biológica. A partir do 11º dia o PFA foi colocado em operação, assim a partir desse dia os

filtros lentos foram alimentados por água com menor concentração de sólidos e algas, favorecendo a redução da perda de carga nos filtros lentos.

Também foi verificado, como esperado, um aumento de perda de carga dos filtros lentos durante as fases de inoculação de células (Fases 2 e 4). Entretanto, mesmo com essa elevação, a perda de carga nos filtros lentos foi inferior a 20 cm, diferentemente do observado durante os experimentos da 1ª Etapa Experimental, onde a perda de carga dos filtros lentos atingiu valores acima de 100 cm, levando ao término da carreira de filtração. Este fato é atribuído à utilização do pré-filtro ascendente (PFA) antecedendo os filtros lentos. Segundo os resultados de turbidez e clorofila-a, o PFA conseguiu reter grande parte dos sólidos, no caso do presente trabalho, células, presentes na água bruta durante as fases de inoculação de células, impedindo a colmatação do meio filtrante dos filtros lentos.

Com o objetivo de avaliar como está ocorrendo o preenchimento dos interstícios granulares ao longo da profundidade dos filtros lentos, foram calculadas a perda de carga por centímetro, em cada camada de areia, nos dias anteriores e seguintes à alimentação dos filtros com água contendo células de *C. raciborskii*, ou seja, para a Fase 2, dias 16 e 19 e para a Fase 4, dias 23 e 25. A Tabela 5.17 apresenta esses resultados.

Tabela 5.17 - Valores de perda de carga nas diferentes camadas dos filtros lentos, por cm, no 16º, 19º, 23º e 25º dia do Experimento 4.

Profundidade (cm)	Valores de perda de carga por centímetro							
	16º dia de operação		19º dia de operação		23º dia de operação		25º dia de operação	
	FLA-1	FLA-2	FLA-1	FLA-2	FLA-1	FLA-2	FLA-1	FLA-2
0 - 5	0,92	0,42	1,44	0,80	0,66	0,56	2,44	2,42
5 - 15	0,04	0,04	0,04	0,03	0,05	0,03	0,06	0,03
15 - 30	0,03	0,04	0,03	0,04	0,02	0,03	0,03	0,03
30 - 35	0,02	0,04	0,04	0,02	0,04	0,04	0,04	0,04
35 - 60	0,03	0,03	0,02	0,03	0,02	0,02	0,03	0,02
60 - 90	0,02	0,03	0,02	0,02	0,03	0,03	0,03	0,02

De acordo com os dados da Tabela 5.17, a retenção de células ocorreu na sua grande maioria nos centímetros superficiais da areia, comportamento similar ao ocorrido durante os experimentos da 1ª Etapa Experimental. Verifica-se também, como esperado, que o aumento da perda de carga na camada superficial (0-5cm) foi maior após a alimentação dos filtros com água contendo concentração de  $7 \times 10^6$  céls./mL (25º dia) do que com a concentração de  $1 \times 10^6$  céls./mL (19º dia).

Como o grau da atividade biológica diminui com a profundidade da areia, então quanto maior o porcentual de células retidas nos primeiros centímetros, maiores serão as chances de que as saxitoxinas liberadas a partir da lise celular sejam biologicamente oxidadas.

### 5.2.5 – Coliformes totais e *Escherichia coli*

As Figuras 5.27 e 5.28 apresentam, respectivamente, a eficiência de remoção de coliformes totais e *E. coli* nas unidades filtrantes.

Cabe destacar, que os dados de remoção de bactérias do grupo coliformes pelos filtros lentos (FLA- 1 e FLA-2) apresentados nas Figuras 5.27 e 5.28 foram calculados a partir dos dados da água bruta afluyente ao sistema de filtração (FiME), ou seja, são os dados de eficiência global de remoção das bactérias do grupo coliformes pelo o sistema de filtração (PFA → FLA-1 e PFA →FLA-2).

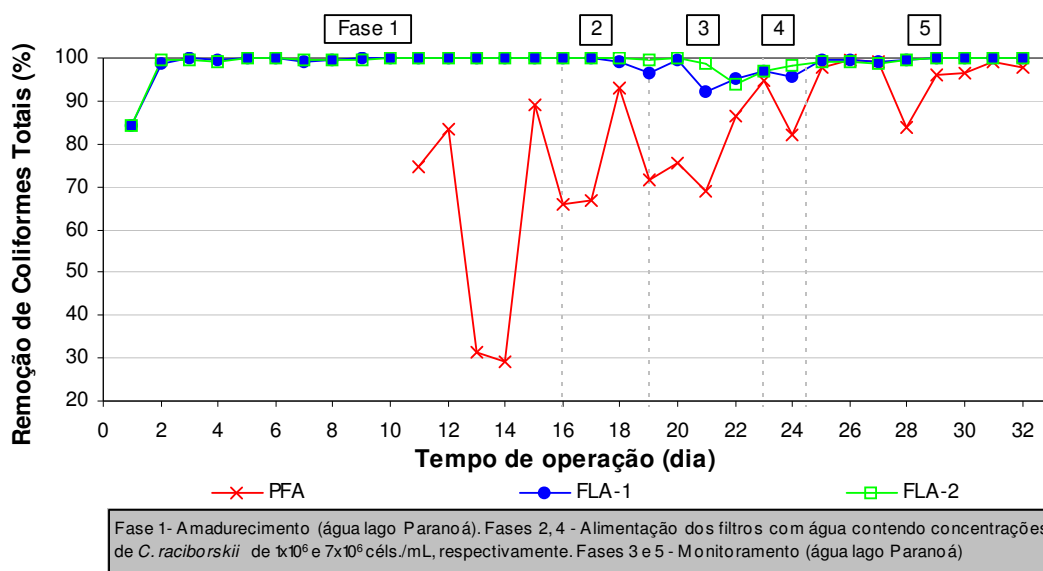


Figura 5.27 – Remoção de coliformes totais nas unidades filtrantes durante o Experimento 4

Os valores de coliformes totais e *E. coli* na água efluente do PFA foram bastante variáveis, contudo de acordo com as Figuras 5.27 e 5.28, pode-se perceber um aumento na remoção das bactérias do grupo coliforme com o transcorrer do funcionamento do sistema de filtração. Essa tendência sugere a possibilidade da existência de um período de



amadurecimento no PFA similar ao observado em filtros lentos. Tal fato foi observado nos estudos desenvolvidos por Mello (1998) e Souza Jr. (1999).

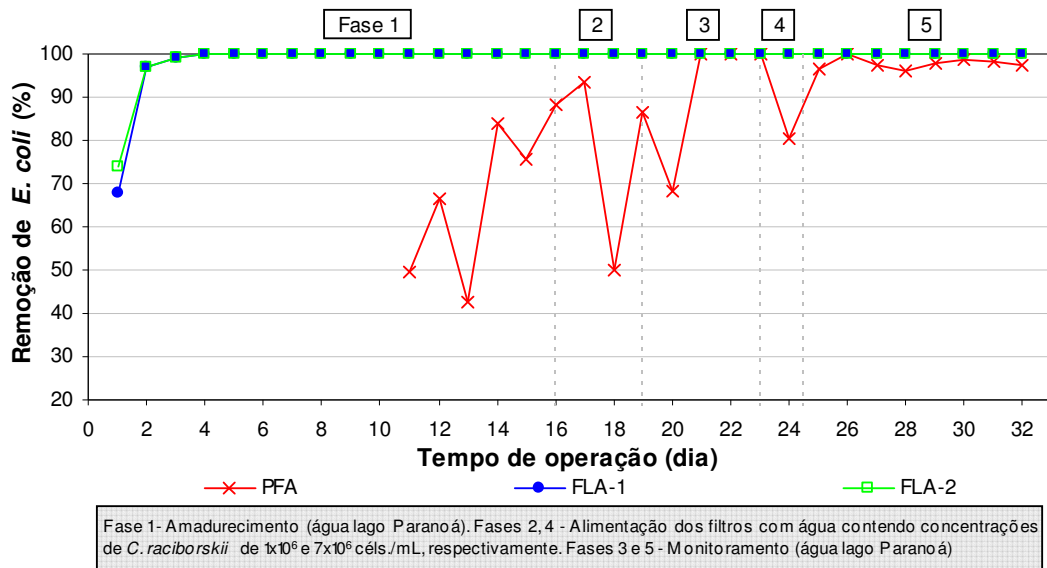


Figura 5.28 – Remoção de *E. coli* nas unidades filtrantes durante o Experimento 4

De acordo com a Figura 5.27 e 5.28, os filtros lentos atingem valores próximos a 100% de remoção de coliformes totais e *E. coli* desde os primeiros dias de operação. Após esse período, há uma diminuição da eficiência de remoção nas Fases 2, 3 e 4. Ocorreu uma grande variação dos valores de coliformes totais na água efluente dos filtros lentos, os valores mais elevados ocorreram durante a Fase 4, quando foi realizada a inoculação de  $7 \times 10^6$  céls./mL de *C. raciborskii* na água afluente ao sistema de filtração. Esse comportamento também foi observado durante a 1ª Etapa Experimental, onde se verificou que a presença de células de *C. raciborskii* e saxitoxinas afetou negativamente a capacidade de remoção de coliformes pelo filtro lento.

As análises de *E. coli* apresentadas na Figura 5.28 indicam que os valores foram bastante regulares, apresentando por vários dias uma eficiência de remoção de 100%. Diferentemente do observado para o parâmetro de coliformes totais, não foi observada uma alteração nos valores de *E. coli* durante as fases onde a água afluente continha células de *C. raciborskii* e/ou saxitoxinas. No entanto, os baixos valores de *E. coli* na água afluente aos filtros lentos podem ter influenciado esse resultado.

De uma forma geral, a alimentação dos filtros lentos com água contendo células de *C. raciborskii* e saxitoxinas afeta a remoção de coliformes totais dessas unidades, contudo a utilização da pré-filtração ascendente conseguiu diminuir as alterações, levando a produção de água mais segura para consumo humano. É importante destacar que a Portaria MS nº 518 (Brasil, 2004) obriga a desinfecção da água para consumo humano independente do tipo de tratamento ao qual ela foi submetida.

## 6 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O trabalho experimental desenvolvido teve como objetivo avaliar o desempenho dos filtros lentos quando alimentados por água contendo elevadas concentrações de células de *Cylindrospermopsis raciborskii* e saxitoxinas extracelulares. Além de investigar a aplicabilidade da pré-filtração ascendente antecedendo a filtração lenta no tratamento de água com elevada presença de células de *Cylindrospermopsis raciborskii*.

Dessa forma, os resultados obtidos no processo de filtração lenta, como etapa única de tratamento, conduziram às seguintes conclusões:

- O processo de filtração lenta é bastante eficiente na remoção de células de *Cylindrospermopsis raciborskii* na ordem de  $10^5$  céls./mL, reforçando os resultados obtidos por Arantes (2004). Entretanto, para concentrações mais elevadas de células de *C. raciborskii* na água bruta, da ordem de  $10^6$  céls./mL, a filtração lenta como única etapa de tratamento não se apresenta como alternativa mais apropriada, pois permite o traspasse de turbidez, clorofila-a, saxitoxinas intracelulares e extracelulares, além de apresentar acelerado desenvolvimento da perda de carga;
- O traspasse de turbidez, clorofila-a e saxitoxinas intracelulares ocorreu devido ao carreamento de células de *C. raciborskii* inicialmente retidas no meio filtrante para a água filtrada, atingindo valores na água filtrada acima de 2UT,  $10\mu\text{g/L}$  e  $5\mu\text{g/L}$ , respectivamente. Já o traspasse de saxitoxinas extracelulares ocorreu em função da lise de parte de células de *C. raciborskii* retidas no interior dos filtros e/ou na coluna de água sobrenadante, atingindo valor máximo em torno de  $11\mu\text{g/L}$ ;
- Nas condições avaliadas no presente trabalho, o processo de filtração lenta mostrou-se bastante efetivo na remoção de saxitoxinas quando essa já se encontrava dissolvida na água (saxitoxinas extracelulares) de alimentação dos filtros lentos. Contudo, a água afluenta aos filtros lentos apresentava baixas concentrações de saxitoxinas extracelulares, em torno de  $3\mu\text{g/L}$ ;

- A obstrução do meio filtrante dos filtros lentos ocorreu, principalmente, na camada superficial da areia. A taxa de crescimento da perda de carga se elevou significativamente, quando a água afluyente continha células de *C. raciborskii* na ordem de  $10^6$  céls./mL, provocando a redução da duração da carreira de filtração que por sua vez, afeta o desempenho da filtração devido a diminuição da produção efetiva de água, já que se tem um aumento na frequência de realização da maturação (amadurecimento) dos filtros lentos, período em que o efluente dos filtros lentos são descartados, pois a qualidade do efluente é inferior ao recomendado para abastecimento humano;
- O elevado crescimento da perda de carga observado quando a água continha elevada concentração de células de *C. raciborskii* foi ocasionado por dois motivos: (i) retenção de células de *C. raciborskii* que formou uma superfície de coesão nos primeiros centímetros do meio filtrante; e (ii) crescimento da comunidade biológica no interior do filtro lento devido ao aumento da disponibilidade de compostos orgânicos dissolvidos originado da lise celular no interior dos filtros lentos, que serviam de alimento para a comunidade microbiana;
- Os resultados dos experimentos também indicam que a alimentação dos filtros lentos com água contendo concentrações elevadas de células de *C. raciborskii* ( $1 \times 10^6$  a  $6 \times 10^6$  céls./mL) e saxitoxinas extracelulares afetam negativamente a eficiência de remoção de coliformes (coliformes totais e *E. coli*), chegando a decair para 45% de remoção. Essa observação é importante para o cotidiano de estações de tratamento de água, pois quando for detectada a presença elevada de células de *C. raciborskii* na água filtrada, a demanda e dosagem de cloro na etapa posterior de desinfecção devem ser monitoradas cuidadosamente de modo a garantir a qualidade microbiológica da água tratada.

Com relação ao sistema composto por pré-filtro ascendente em pedregulho seguido de filtro lento, os resultados obtidos conduziram às seguintes conclusões:

- A pré-filtração ascendente em pedregulho mostrou-se capaz de reduzir a sobrecarga de células de *Cylindrospermopsis raciborskii* nos filtros lentos, revelando-se como

uma alternativa de pré-tratamento viável. Entretanto, os valores de remoção de turbidez e clorofila-a por esta unidade ainda estão abaixo dos valores registrados na literatura para outras impurezas, indicando a necessidade de realização de estudos para otimização dos parâmetros de projeto e operação (granulometria, espessura do meio filtrante, taxa de filtração, entre outros);

- Diferentemente do observado com o uso de filtro lento como unidade única de tratamento, a turbidez, o teor de clorofila-a e saxitoxinas totais (intra + extracelulares) dos efluentes dos filtros lentos se mantiveram abaixo de 0,3UT, 2µg/L e 0,2µg/L, respectivamente, mesmo quando a água bruta que alimentava o sistema apresentava concentrações de células de *C. raciborskii* muito elevadas (acima de  $1 \times 10^6$  céls./mL);
- A utilização do pré-filtro ascendente em pedregulho antecedendo os filtros lentos foi capaz de minimizar o impacto da elevada concentração células de *C. raciborskii* na água bruta sobre o desenvolvimento da perda de carga nos filtros lentos, evitando assim o término precoce da carreira de filtração dos filtros lentos;
- A utilização do pré-filtro ascendente em pedregulho promoveu um aumento na eficiência global de remoção de coliformes. A remoção de coliformes totais e *E. coli* pelo sistema de filtração (PFA+ FLA) manteve-se acima de 95% e 99,9%, respectivamente. O uso do pré-filtro ascendente em pedregulho parece diminuir os efeitos negativos da presença de elevadas concentrações de células de *C. raciborskii* e saxitoxinas na eficiência de remoção de coliformes nos filtros lentos;
- Os resultados obtidos indicam que a tecnologia FiME, constituída por pré-filtro ascendente em pedregulho e filtro lento, apresenta grande potencial de aplicação no tratamento de águas com elevadas concentrações de células de *Cylindrospermopsis raciborskii* (acima de  $10^6$  céls./mL).

A partir dessas conclusões, verifica-se a necessidade da realização de novos trabalhos que venham a confirmar e complementar a avaliação do comportamento do processo de filtração lenta e da pré-filtração ascendente em pedregulho como pré-tratamento da água

com elevadas concentrações de células de *Cylindrospermopsis raciborskii* e/ou saxitoxinas extracelulares, assim como outras espécies de cianobactérias e cianotoxinas. Deste modo, recomenda-se:

- Verificar de forma sistemática, a influência do tempo de amadurecimento e da aclimação dos filtros lentos na remoção de células de *Cylindrospermopsis raciborskii* e saxitoxinas.
- Avaliar a eficiência de remoção de elevadas concentrações de saxitoxinas extracelulares (acima de 15µg/L) pela filtração lenta precedida ou não de filtração ascendente em pedregulho.
- Desenvolver estudos visando à otimização da distribuição granulométrica, da espessura da camada filtrante e da taxa de filtração do pré-filtro ascendente de pedregulho para tratamento de águas com elevada concentração de células de *C. raciborskii* (acima de 10<sup>6</sup> céls./mL).
- Avaliar o comportamento do pré-filtro ascendente de pedregulho na remoção de outras cianobactérias e cianotoxinas de, respectivamente, diferentes fenótipos e estruturas químicas, particularmente a *Microcystis* e a microcistina.
- Estudar a frequência e melhor indicador do momento de realização descargas de fundo no pré-filtro ascendente de pedregulho com objetivo de minimizar o arraste de células previamente retidas, porém considerando a necessidade de minimização do volume desse resíduo tóxico.
- Avaliar opções de tratamento dos resíduos gerados nas descargas de fundo dos pré-filtros ascendentes de pedregulho que apresentem complexidade operacional compatível a tecnologia de FiME.
- Estudar o fenômeno da redução da eficiência de remoção de coliformes nos filtros lentos expostos à cianotoxinas, buscando identificar qual dos mecanismos responsáveis pela remoção de coliformes é afetado pelas cianotoxinas e se a

remoção de outros patógenos também é afetada.

- Realizar estudos que avaliem o tratamento de águas naturais com diferentes concentrações de *Cylindrospermopsis raciborskii* pela tecnologia de filtração lenta e FiME, o que permitirá verificar o comportamento dos filtros frente a uma exposição mais prolongada às células tóxicas e às toxinas.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT (1984). *NBR 7181- Solo – Análise granulométrica*. Associação Brasileira de Normas Técnicas, Rio de Janeiro, 13p.
- APHA, AWWA, WPCF (1999). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20ª edição, Washington, E.U.A.
- Arantes, C. (2004). *Uso da filtração lenta para a remoção de *Cylindrospermopsis raciborskii* e saxitoxinas*. Dissertação de Mestrado em Biologia Animal, Departamento de Ciências Fisiológicas, Universidade de Brasília, DF, 109p.
- Azevedo, S.M.F.O. e Brandão, C.C.S. (2003). *Cianobactérias Tóxicas na Água para Consumo Humano na Saúde Pública e Processos de Remoção em Água para Consumo Humano*. FUNASA/MS. Brasília, Brasil, 56p.
- Azevedo, S.M.F.O., Evans, W.R., Carmichael, W.W. e Namikoshi, M. (1994). “First report of microcystins from Brazilian isolate of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Journal of Applied Phycology*, **6**, 261-265.
- Azevedo, S.M.F.O. e Magalhães, V.F. (2006). “Metodologia para quantificação de cianotoxinas”. In: Pádua, V. L. (coord.) *Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água par consumo humano*. ABES/PROSAB.
- Bartram, J., Carmichael, W.W., Chorus, I., Jones, G. e Skulberg, O.M. (1999). “Intoduction” In: Chorus, I. e Bartram, J. (eds.) *Toxic Cyanobacteria in Water*. E&FN Spon, Londres, 1-13.
- Bellamy, W., Silverman, G.P, Hendricks, D.W. e Logsdon, G.S. (1985). “Removing *Giardia* With Slow Sand Filtration.” *Journal of the American Water Works Association*, **77**(2), 52-60.
- Bourne D.G., Blakeley, R.L., Riddles, P. e Jones, G.J. (2006). “Biodegradation of the cyanobacterial toxin microcystin LR in natural water and biologically active slow sand filters.” *Water Research*, **40**, 1294-1302.
- Brandão, C.C.S., Wiecheteck, G.K., Mello, O.M.T., Di Bernardo, L., Galvis, C.C e Veras, L.R.V. (1998). “Remoção de algas por múltiplas etapas.” *Anais do VII Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Paraíba, Brasil, 11-27.
- Brasil (2004). Ministério da Saúde. “Portaria nº 518: Procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu



- padrão potabilidade.” *Diário Oficial da Republica Federativa do Brasil*, Poder Executivo, Brasil, DF, 25 de março de 2004.
- Bruchet, A., Rernazeau, Baudin, I. e Pieronne, P. (1998). “Algal toxins in surface: analysis and treatment.” *Water Supply*, **16**(1/2), 619-623.
- Carmichael, W.W. (1992a). *A Status Report on Planktonic Cyanobacteria (Blue-Green Algae) and Their Toxins*. EPA/600/R-92/079, E.U.A., 141p.
- Carmichael, W.W. (1992b). “Cyanobacteria secondary metabolites – the cyanotoxins.” *Journal of Applied Bacteriology*, **72**, 445-449.
- Carmichael, W.W. (1994). “The Toxins of Cyanobacteria”. *Scientific American*, **270**(1), 78-86.
- Carvalho, P.V.V.C., Silvestre, A.N. e Moura, E.B.A. (1999). “Ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas do gênero *Cylindrospermopsis* em mananciais de abastecimento público do estado de Pernambuco/Brasil – Abordagem Preliminar.” *Anais do 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, Brasil, 3775-3783.
- Carvalho, R.P.M. (2000). *Aplicabilidade da Pré-Filtração Ascendente em Pedregulho com Coagulação Química, com Pré-Tratamento para Filtração Lenta de Águas com Presença de Algas*. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação MTARH.DM-24A/2000, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 120p.
- Chellapa, N.T. e Costa, M.A.M. (2003). “Dominant and co-existing species of Cyanobacteria from a Eutrophicated reservoir of Rio Grande do Norte State, Brazil.” *Acta Oecologica International Journal of Ecology*, **2**, S3-S10.
- Chen, C.Y. e Chon, H.N. (2002). “Modified high-performance liquid chromatography method for analysis of PSP toxins in dinoflagellate, *Alexandrium minutum*, and shellfish from Taiwan.” *Food Research International*, **35**, 715-720.
- Chorus, I. e Bartram, J. (1999). *Toxic Cyanobacteria in Water*. E&FN Spon, Londres, 416p.
- Chow, C.W.K., Drikas, M., House, J., Burch, M.D. e Velzeboer, M.A. (1999). “The impact of conventional water treatment processes on cells of the Cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*.” *Water Research*, **33**(15), 3253-3262.
- Chow, C.W.K., House, J., Velzeboer, R.M.A., Drikas, M., Burch, M.D. e Steffensen, D.A. (1998). “The effect of ferric chloride flocculation on cyanobacterial cells”. *Water Research*, **32**(3), 808-814.

- Clarke, B.A., Lloyd, B.J., Jones, C.J. e Evans, H.L. (1996). "Water Treatment by multistage Filtration Utilising Gravel Prefilters and Fabric Enhanced Slow sand Filters." In: Graham, N. e Collins, R. (eds.) *Advances in Slow Sand and Alternative Biological Filtration*. John Wiley & Sons Ltda, Inglaterra, 313-326.
- Cleasby, J.L. (1991). "Source Water Quality and Pretreatment Options for Slow Sand Filters" In: Longsdon, G.S. (ed.) *Slow Sand Filtration*. ASCE – American Society of Civil Engineers, Nova Iorque, E.U.A., 69-100.
- Collins, M.R., Eighmy, T.T., Fenstermacher Jr., J.M. e Spanos, S.K. (1992). "Removing Natural Organic Matter by Conventional Slow Sand Filtration." *Journal of the American Water Works Association*, **84**(5), 80-90.
- Deloyde, J.L., Anderson, W.B., Cleary, S.A., Ndiongue, S., LeCraw, R.A., Galan, M. e Huck, P.M. (2006). "Removal of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts by a pilot-scale multi-stage slow sand filtration." In: Gimbel, R., Graham, N.J.D. e Collins, M.R. (eds.) *Recent Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes*. IWA Publishing, Londres, 133-142.
- Di Bernardo, L. (1993). *Métodos e Técnicas de Tratamento de Água*. ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, **Vols. 1 e 2**, Rio de Janeiro, Brasil.
- Di Bernardo, L. (1995) *Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento*. ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, Brasil.
- Di Bernardo, L., Brandão, C.C.S. e Heller, L. (1999). *Tratamento de Águas de Abastecimento por Filtração em Múltiplas Etapas*. PROSAB, Rio de Janeiro, Brasil, 114p.
- Donati, C., Drikas, M., Hayes, R. e Newcombe, G. (1994). "Microcystin-LR Adsorption by Powdered Activated Carbon." *Water Research*, **28**(8), 1735-1742.
- Drikas, M., Chow, C.W.K., House, J. e Burch, M.D. (2001). "Using coagulation, flocculation e settling to remove toxic cyanobacteria." *Journal of American Water Works Association*, **93**(2), 100-111.
- Dullemont, Y.J., Schijven, J.F., Hijnen, W.A.M., Colin, M., Magic-Knezev, A. e Oorthuizen, W.A. (2006). "Removal of microorganism by slow sand filtration." In: Gimbel, R., Graham, N.J.D. e Collins, M.R. (eds.) *Recent Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes*. IWA Publishing, London, 12-20.
- Falconer, I.R. (1994). "Health Implications of Cyanobacterial (Blue-Green Algal) Toxins." In: Steffensen, D.A. e Nicholson, B.C. (eds.) *Toxic Cyanobacteria Current Status of*

- Research and Management*. Proceedings of an International Workshop Adelaide, Austrália, 61-65.
- Falconer, I.R. (1996). "Potencial impact on human health of toxic cyanobacteria." *Phycologia*, **35**(6), 6-11.
- Falconer, I., Bartram, J., Chorus, I., Kuiper-Goodman, T., Utkilen, H., Burch, M. e Cood, G.A. (1999). "Safe Levels and Safe Practices." In: Chorus, I. e Bartram, J. (eds.) *Toxic Cyanobacteria in Water*. E&FN Spon, Londres, 155-178.
- Falconer, I.R., Runnegar, M.T.C., Buckley, T., Huyn, V.L. e Bradshaw, P. (1989). "Using Activated Carbon to Remove Toxicity from Drinking Water Containing Cyanobacterial Blooms. *Journal of American Water Works Association*, **81**(2), 102-105.
- Fitzgerald, J., Cunliffe, D.A. e Burch, M.D. (1999). "Development of Health Alerts for Cyanobacteria and Related Toxins in Drinking Water in South Australia." *Environmental Toxicology*, **14**(1), 203-209.
- Galvis, G., Di Bernardo, L. e Brandão, C.C.S. (1998). "Filtração em múltiplas etapas para tratamento de águas de abastecimento." In: *VII Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, João Pessoa, Brasil.
- Galvis, G., Latorre, J., Ochoa, A.E e Vissher, J.T. (1996). "Comparison of horizontal and upflow roughing filtration." In: Graham, N. e Collins, R. (eds.) *Advances in Slow Sand and Alternative Biological Filtration*. John Wiley & Sons Ltda, Inglaterra, 341-348.
- Galvis, G., Latorre, J., Vissher, J.T. (1999). *Filtracion en múltiples etapas – Tecnologia innovativa para el tratamiento de agua*. Série Documentos Técnicos, IRC/CINARA, Colômbia, 197p.
- Grützmacher, G., Böttcher, G., Chorus, I. e Bartel, H. (2002). "Removal of *Microcystis* by Slow Sand Filtration." *Environmental Toxicology*, **17**(4), 386-394.
- Haarhoff, J. e Cleasby, J.L. (1991). "Biological and Physical Mechanisms in Slow Sand Filtration." In: Longsdon, G.S. (ed.) *Slow Sand Filtration*. ASCE – American Society of Civil Engineers, Nova Iorque, E.U.A., 19-68.
- Harada, K., Kondo, F. e Lawton, L. (1999). "Laboratory Analysis of Cianotoxins." In: Chorus, I. e Bartram, J. (eds.) *Toxic Cyanobacteria in Water*. E&FN Spon, Londres, 369-405.
- Hart, J., Fawell, J.K. e Croll, F.B. (1998). "The fate of both intra- and extracellular toxins during water treatment." *Water Supply*, **16**(1/2), 611-616.

- Hendricks, D.W. e Bellamy, W.D. (1991). "Microorganism Removals by Slow sand Filtration." In: Longsdon, G.S. (ed.) *Slow Sand Filtration*. ASCE, Nova Iorque, EUA, 101-121.
- Hespanhol, I. (1987). "Filtração Lenta". In: Azevedo Netto, J.M. (ed.) *Técnica de Abastecimento e Tratamento de Água*, Vol. 2, CETESB, São Paulo, Brasil, 229 - 273.
- Himberg, K., Keijola, A.M., Hiisvirta, L., Pyysalo, H. e Sivonen, K. (1989). "The effect of Water Treatment Processes on *Microcystis* e *Oscillatoria* Cyanobacteria: A Laboratory Study." *Water Research*, **23**(8), 979-984.
- Ho, L., Meyn, T., Keegan, A., Hoefel, D., Brookes, J., Saint, C.P. e Newcombe, G. (2006). "Bacterial degradation of microcystis toxins within a biologically active sand filter." *Water Research*, **40**, 768-774.
- Hrudey, S., Burch, M., Drikas, M. e Gregory, R. (1999). "Remedial Measures." In: Chorus, I. e Bartram, J. (eds.) *Toxic Cyanobacteria in Water*. E&FN Spon, Londres, 275-312.
- Hrudey, S.E. e Lambert, T.W. (1994). "Overview of Treatment/Management of Cyanobacteria within raw water sources." In: Steffensen, D.A. e Nicholson, B.C. (eds.) *Toxic Cyanobacteria Current Status of Research and Management*. Proceedings of an International Workshop Adelaide, Austrália, 103-110.
- Huisman, L. (1982). *Slow Sand Filtration*. Universidade de Tecnologia de Delft, Holanda, 105p.
- Jones, G.J. e Negri, A.P. (1997). "Persistence and degradation of cyanobacterial Paralytic Shellfish Poisons (PSPs) in freshwaters." *Water Research*, **31**(3), 525-533.
- Jütter, F. (1995). "Elimination of terpenoid odorous compounds by slow sand and river bank filtration of the Ruhr River, Germany." *Water Science Technology*, **31**(11), 211-217.
- Keijola, A.M., Himberg, K., Esala, A.L., Sivonen, K. e Hiisvirta, L. (1988). "The Removal of Cyanobacterial Toxins in Water Treatment Processes: Laboratory and Pilot-Scale Experiments." *Toxic Assessment: An International Journal*, **3**, 643-656.
- Kuhlmann, B., Zullei-Seibert, N., Nolte J. e Grote, M. (2006) "Behavior of select drug during slow sand filtration." In: Gimbel, R., Graham, N.J.D. e Collins, M.R. (eds.) *Recent Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes*. IWA Publishing, Londres, 188-193.
- Kuiper-Goodman, T., Falconer, I. e Fitzgerald, J. (1999). "Human Health Aspects." In: Chorus, I. e Bartram, J. (eds.) *Toxic Cyanobacteria in Water*. E&FN Spon, Londres, 113-153.

- Kuiper-Goodman, T., Gupta, S., Combley, H. e Thomas, B.H. (1994). "Microcystins in Drinking Water: Risk Assessment and Derivation of a Possible Guidance Value for Drinking Water." In: Steffensen, D.A. e Nicholson, B.C. (eds.) *Toxic Cyanobacteria Current Status of Research and Management*. Proceedings of an International Workshop Adelaide, Austrália, 67-73.
- Kuroda, E.K. (2002). *Avaliação da filtração direta ascendente em pedregulho como pré-tratamento em sistemas de dupla filtração*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós Graduação em Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 201 p.
- Lagos, N., Ondera, H., Zagatto, P.A., Andrinolo, D., Azevedo, S.M.F.O. e Oshima, Y. (1999). "The first evidence of paralytic shellfish toxins in the fresh water cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*, isolated from Brazil." *Toxicon*, **37**, 1359-1373.
- Lang, J.S., Giron, J.J., Hansen, A.T., Rhodes Trussell, R. e Hodges Jr., W.E. (1993). "Investigating Filter Performance as a Function of the Ratio of Filter Size to Media Size." *Journal of the American Water Works Association*, **85**(10), 122-130.
- Lam, A.K.Y, Prepas, E.A., Spink, D.E. e Hrudey, S.E. (1995). "Chemical Control of Hepatotoxic Phytoplankton Blooms: Implications for Human Health." *Water Research*, **29**(8), 1845-1854.
- Lambert, T.W., Holmes, C.F.B. e Hrudey, S.E. (1996). "Adsorption of microcystin-LR by activated carbon and removal in full scale water treatment." *Water Research*, **30**(6), 1411-1422.
- Lawton, L., Marsalek, B., Padisák, J. e Chorus, I. (1999). "Determination of Cyanobacteria in the Laboratory." In: Chorus, I. e Bartram, J. (eds.) *Toxic Cyanobacteria in Water*. E&FN Spon, Londres, 347-367.
- Mello, O.M.T. (1998). *Avaliação do Desempenho da Filtração em Múltiplas Etapas no Tratamento de Águas com Elevadas Concentrações de Algas*. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação MTARH.DM-012A/98, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 136p.
- Melo, A.E.S. (2003). *Filtração Direta Ascendente Em Pedregulho seguida de Filtração Rápida Aplicada à Remoção de Algas*. Monografia de Estágio Supervisionado em Engenharia Civil, Universidade de Brasília, 102p.

- 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. e Azevedo, S.M.F.O. (2005). "Occurrence of saxitoxins and an anotoxin-a(s)-like anticholinesterase in a Brazilian drinking water supply." *Harmful Algae*, **4**(4), 743-753.
- Mouchet, P. e Bonnelye, V. (1998). "Solving algae problems: French expertise and worldwide applications." *Journal Water Supply: Research and Technology – AQUA*, **47**(3), 125-141.
- Mur, L.R., Skulberg, O.M. e Utkilen, H. (1999). "Cyanobacteria in the Environment." In: Chorus, I. e Bartram, J. (eds.) *Toxic Cyanobacteria in Water*. E&FN Spon, Londres, 15-40.
- Nicholson, B., Rositano, J. e Burch, M.D. (1994). "Destruction of cyanobacterial peptide hepatotoxins by chloramine." *Water Research*, **28**(6), 1297-1303.
- Newcombe, G. e Nicholson, B. (2002). "Treatment options for saxitoxin class of cyanotoxins." *Water Science and Technology: Water Supply*, **2**(5-6), 271-275.
- Newcombe, G. e Nicholson, B. (2004). "Water treatment options for dissolved cyanotoxins." *Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA*, **53**(4), 227-239.
- Oliveira, J.M.B (2005). *Remoção de *Cylindrospermopsis raciborskii* por Meio de Sedimentação e de flotação: Avaliação em Escala de Bancada*. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM-085/05, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 122p.
- Orr, P.T., Jones, G.J. e 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.
- Oshima, Y. (1995). "Post-Column derivatization HPLC methods for Paralytic Shellfish Poisons." In: Hallegraeff, G.M., Anderson, D.M. e Cembella, A.D. (eds.) *Manual on Harmful Marine Microalgae*, IOC Manuals and Guides n° 33, United Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO), Paris, 81-94.
- Pendleton, P., Schumann, R. e Wong, S.H. (2001). "Microcystin-LR Adsorption by Activated Carbon." *Journal of Colloid and Interface Science*, **240**, 1-8.

- Pouria, S., Andrade, A., Barbosa, J., Cavalcanti, R.L., Barreto, V.T.S., Ward, C.J., Preiser, W., Poon, G.K., Neild, G.H. e Codd, G.A. (1998). “Fatal microcystin intoxication in haemodialysis unit in Caruaru, Brazil.” *The Lancet*, **352**, 21-26.
- Pyper, G.R. e Logsdon, G.S. (1991). “Slow Sand Filter Design”. In: Logsdon, G.S. (ed.) *Slow Sand Filtration*. ASCE – American Society of Civil Engineers, Nova Iorque, E.U.A., 122 - 148.
- Rositano, J., Newcombe, G., Nicholson, B. e Sztajnbock, P. (2001). “Ozonation of NOM and algal toxins in four treated waters.” *Water Research*, **35**(1), 23-32.
- Sá, J.C. (2002). *Remoção de Microcystis aeruginosa e microcistina pelo processo de filtração lenta*. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM-48/02, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, DF, 115p.
- Sá, J.C. (2006). *Influência das características da camada da filtrante e da taxa de filtração na eficiência de remoção de Microcystis aeruginosa e microcistina na filtração lenta em areia*. Tese de Doutorado em Tecnologia ambiental e Recursos Hidricos, Publicação PTARH.TD-02/06, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 186p.
- Saidam, M.Y e Butler, D. (1996). “Algae Removal by Horizontal Flow Rock Filters.” In: Graham, N. e Collins, R. (eds.) *Advances in Slow Sand and Alternative Biological Filtration*. John Wiley & Sons Ltda, Inglaterra, 327-340.
- Sant’Anna, C.L. e Azevedo, M.T.P. (2000). “Contribution to the knowledge of potentially toxic Cyanobacteria from Brazil”. *Nova Hedwigia*, **71**(3-4), 359-385.
- Seawright, A.A., Nolan, C.C., Shaw, G.R., Chiswell, R.K., Norris, R.L., Moore, M.R. e Smith, M.J. (1999). “The Oral Toxicity for Mice of the Tropical Cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska).” *Environmental Toxicology*, **14**(1), 135-142.
- Schmidt, W., Willmitzer, H., Bornmann, K. e Pietsch, J. (2002). “Production of Drinking Water from Raw Water Containing Cyanobacteria – Pilot Plant Studies for Assessing the Risk of Microcystin Breakthrough.” *Environmental Toxicology*, **17**, 375-385.
- Silva, A.S. (2005a). *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, Publicação PTARH.DM-083/05, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 115p.

- Silva, D. (2005b). *Dinâmica de populações de Microcystis (Cyanobacteria) em pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo, SP, Brasil*. Dissertação de Mestrado em Biodiversidade Vegetal e Animal, Instituto de Botânica da Secretária do Meio Ambiente, São Paulo, SP, 146p.
- Silvestre, A.N., Carvalho, P.V.V.C., Moura, E.B.A. e Oliveira, M.S. (1999). “Florações tóxicas de cianobactérias do gênero *Cylindrospermopsis* em mananciais de abastecimento público no estado de Pernambuco.” *Anais do 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, Brasil, 3794-3802.
- Sivonen, K. e Jones, G. (1999). “Cyanobacterial toxins.” In: Chorus, I. e Bartram, J. (eds.) *Toxic Cyanobacteria in Water*. E&FN Spon, Londres, Inglaterra, 41-111.
- Souza Jr., W.A. (1999). *Filtração em Múltiplas Etapas Aplicada ao Tratamento de Água com Presença de Algas: Avaliação de Variáveis Operacionais*. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação MTARH.DM-17A/99, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 131p.
- Steffensen, D.A. e Nicholson, B.C. (1994) *Toxic Cyanobacteria Current Status of Research and Management*. Proceedings of an International Workshop Adelaide, Austrália, 172p.
- Teixeira, M.G.L.C., Costa, M.C.N., Carvalho, V.L.P., Pereira, M.S. e Hage, E. (1993). “Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica Dam, Bahia, Brazil.” *Bulletin of the Pan American Health Organization*, **27**(3).
- Timms, S., Slade, J.S. e Fricker, C.R. (1995). “Removal of *Cryptosporidium* by Slow Sand Filtration.” *Water Science and Technology*, **31**(5-6), 81-84
- Vargas, L.C. (1992). “Filtración Lenta en Arena” In: *Programa Regional de Mejoramiento de la Calidad del Agua para Consumo Humano*, CEPIS – Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente,
- Visscher, J. T., Galvis, G. e Latorre, J. (1996). “Filtración en multiples etapas – FiME bondades y limitaciones.” In: *Conferencia Internacional Mejoramiento de la Calidad del Agua*. Univalle, CINARA, Santiago de Cali, Colômbia.
- Vlaski, A., Breemen, A.N. e Alaerts, G.J. (1997). “The role of particle size and density in Dissolved Air Flotation e Sedimentation.” *Water Science Technology*, **36**(4), 177-189.
- Wegelin, M. (1991). “Horizontal-flow roughing filtration.” In: *Seminario Internacional Mejoramiento de Calidade de Agua para Consumo Humano*, Cali, Colômbia.



- Wegelin, M. (1996). *Surface Water Treatment by Roughing Filters – A Design, Construction and Operation Manual*. Swiss Center for Development Cooperation in Technology and Management (SKAT), Suíça.
- Wheeler, D., Bartram, J. e Lloyd, B.J. (1988). “The removal of viruses by filtration through sand.” In: Graham, N. (ed.) *Slow Sand Filtration: Recent Developments in Water Treatment Technology*. Ellis Horwood Ltd, Inflaterra.
- Wood, L.W. (1985). “Cloroform-methanol of chlorophyll a.” *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **42**, 38-43.
- Woudneh, M.B., Lloyd, B. e Stevenson, D. (1997). “The behaviour of 2,4-D as it filters through slow sand filters.” *Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA*, *46*(3), 144-149.
- Yoo, R.S., Carmichael, W.W., Hoehn, R.C. e Hrudey, S.C. (1995). *Cyanobacterial (blue-green algal) Toxins: A Resource Guide*. AWWA Research Foundation and American Water Works Association, E.U.A., 229p.
- Yunes, J.S., Cunha, N.T., Barros, L.P., Proença, L.A.O. e Monserrat, J.M. (2003). “Cyanobacterial Neurotoxins from Southern Brazilian freshwaters.” *Commnets on Toxicology*, **9**, 103-115.

## **APÊNDICES**

## APÊNDICE A - VALORES DE TURBIDEZ NA ÁGUA BRUTA E NO EFLUENTE DAS UNIDADES DE FILTRAÇÃO

### A.1 – EXPERIMENTO 1

Tabela A.1 – Valores de turbidez na água bruta e no efluente dos filtros lentos durante o Experimento 1.

Tempo (dia)	Turbidez (UT)		
	AB	FLA-1	FLA-2
1	5,5	0,43	0,75
2	3,5	0,70	0,71
3	2,7	0,69	0,60
4	2,4	0,69	0,45
5	1,9	0,76	0,61
6	1,4	0,52	0,32
7	1,3	0,50	0,30
8	1,5	0,50	0,32
9	1,8	0,36	0,33
10	2,4	0,42	0,32
11	2,7	0,28	0,33
12	2,2	0,30	0,32
13	2,1	0,24	0,24
14	1,2	0,47	0,21
15	1,9	0,31	0,30
16	8,9	0,22	0,28
17	4,7	0,14	0,15
18	8,4	0,36	0,36
19	2,8	0,25	0,30
20	3,0	0,24	0,20
21	2,1	0,21	0,28
22	3,1	0,21	0,23
23	3,2	0,28	0,25
24	2,4	0,29	0,32
25	20	0,21	0,25
26	20	0,41	0,47
27	3,8	0,62	0,63
28	2,8	0,23	0,22
29	5,2	0,26	0,22
30	6,3	0,20	0,20
31	4,1	0,29	0,27
32	6,0	0,30	0,30
33	2,9	0,22	0,23
34	2,6	0,24	0,24
35	5,6	0,21	0,25
36	4,3	0,19	0,19
37	4,8	0,25	0,24

<b>38</b>	7,4	0,26	0,25
<b>39</b>	7,3	0,18	0,28
<b>40</b>	150	0,59	0,46
<b>41</b>	83	0,37	2,0
<b>42</b>	49	0,89	2,0

## A.2 – EXPERIMENTO 2

Tabela A.2 – Valores de turbidez na água bruta e no efluente dos filtros lentos durante o Experimento 2.

<b>Tempo (dia)</b>	<b>Turbidez (UT)</b>		
	<b>AB</b>	<b>FLA-1</b>	<b>FLA-2</b>
<b>1</b>	5,6	1,18	0,84
<b>2</b>	5,2	0,59	0,49
<b>3</b>	3,8	0,43	0,37
<b>4</b>	4,9	0,49	0,46
<b>5</b>	4,5	0,27	0,26
<b>6</b>	4,6	0,21	0,20
<b>7</b>	4,7	0,31	0,28
<b>8</b>	4,8	0,17	0,23
<b>9</b>	4,8	0,21	0,35
<b>10</b>	4,2	0,17	0,23
<b>11</b>	5,0	0,33	0,42
<b>12</b>	4,6	0,16	0,19
<b>13</b>	5,6	0,23	0,19
<b>14</b>	5,7	0,14	0,14
<b>15</b>	6,3	0,22	0,20
<b>16</b>	5,4	0,18	0,32
<b>17</b>	111	0,40	0,54
<b>18</b>	95,6	1,1	0,91
<b>19</b>	3,2	0,82	0,57
<b>20</b>	1,5	1,8	2,6
<b>21</b>	2,2	1,3	2,2

### A.3 – EXPERIMENTO 3

Tabela A.3 – Valores de turbidez na água bruta e no efluente dos filtros lentos durante o Experimento 3.

Tempo (dia)	Turbidez (UT)		
	AB	FLA-1	FLA-2
1	3,2	0,50	0,21
2	3,7	0,30	0,79
3	3,4	0,19	0,29
4	3,5	0,18	0,23
5	5,3	0,16	0,19
6	5,2	0,18	0,15
7	4,1	0,23	0,21
8	4,6	0,21	0,17
9	4,4	0,28	0,21
10	4,8	0,22	0,19
11	11,3	0,44	0,31
12	13,9	0,28	0,23
13	1,2	0,22	0,18
14	3,4	0,23	0,18
15	2,7	0,17	0,20
16	2,7	0,16	0,14
17	3,6	0,34	0,38
18	4,1	0,20	0,20
19	3,4	0,21	0,24
20	3,4	0,20	0,23
21	2,4	0,18	0,20
22	2,3	0,19	0,26
23	2,1	0,17	0,19
24	2,3	0,17	0,14

#### A.4 – EXPERIMENTO 4

Tabela A.4 – Valores de turbidez na água bruta e no efluente das unidades de filtração durante o Experimento 4.

Tempo (dia)	Turbidez (UT)			
	AB	PFA	FLA-1	FLA-2
1	8,1		1,0	0,97
2	10,7		0,35	0,36
3	7,6		0,20	0,20
4	4,9		0,21	0,23
5	4,6		0,25	0,25
6	4,5		0,25	0,27
7	3,9		0,33	0,25
8	4,3		0,27	0,31
9	6,1		0,26	0,28
10	4,4		0,24	0,20
11	4,7	1,5	0,22	0,21
12	3,3	1,4	0,25	0,23
13	2,6	1,3	0,23	0,19
14	2,3	1,0	0,21	0,21
15	2,6	0,90	0,25	0,29
16	2,6	0,91	0,23	0,34
17	21,6	9,2	0,30	0,34
18	17,4	8,4	0,25	0,32
19	2,4	0,71	0,37	0,32
20	4,4	0,70	0,26	0,36
21	2,2	0,51	0,34	0,34
22	2,5	0,46	0,25	0,22
23	2,7	0,43	0,24	0,24
24	104	51	0,30	0,31
24,5	5,5	20	0,31	0,31
25	5,5	4,6	0,56	0,37
26	3,6	2,0	0,85	0,64
27	3,1	0,56	0,27	0,32
28	4,1	0,41	0,22	0,25
29	5,2	0,48	0,21	0,25
30	4,1	0,42	0,27	0,20
31	2,4	0,46	0,25	0,23
32	2,7	0,44	0,24	0,23

## APÊNDICE B – CONCENTRAÇÕES DE CLOROFILA-A NA ÁGUA BRUTA E NO EFLUENTE DAS UNIDADES DE FILTRAÇÃO

### B.1 – EXPERIMENTO 1

Tabela B.1 – Concentração de clorofila-a na água bruta e no efluente dos filtros lentos durante o Experimento 1.

Tempo (dia)	Clorofila-a (µg/L)		
	AB	FLA-1	FLA-2
1	9,0	3,3	4,4
2	12,0	3,3	1,8
3	13,5	4,1	1,5
4	12,9	1,8	1,6
5	9,4	2,2	3,2
6	7,0	1,7	1,1
7	8,7	1,2	1,5
8	7,8	0,8	1,2
9	8,6	0,9	1,8
10	8,1	1,8	1,6
11	10,7	1,3	0,9
12	8,6	1,6	0,7
13	10,0	0,9	2,0
14	6,5	0,9	1,3
15	9,8	1,6	1,8
16	60,2	2,0	2,0
17	55,8	1,5	0,9
18	49,5	1,5	1,3
19	12,3	0,1	0,4
20	13,1	0,2	0,2
21	10,6	0,7	1,4
22	11,1	0,1	0,2
23	12,3	1,3	1,0
24	278,7	1,0	0,7
25	262,2	1,4	0,9
26	272,7	2,3	1,9
27	20,3	3,3	3,3
28	19,0	0,6	1,1
29	15,4	0,4	0,4
30	25,7	0,7	0,4
31	22,2	1,0	0,9
32	24,0	0,7	0,6
33	18,1	0,2	0,2
34	13,6	0,4	0,2
35	14,7	0,3	0,3
36	12,4	0,7	0,7

<b>37</b>	17,2	0,3	0,4
<b>38</b>	24,9	0,1	0,4
<b>39</b>	17,6	0,6	0,2
<b>40</b>	591,6	2,4	2,6
<b>41</b>	582,1	2,2	11,0
<b>42</b>	583,7	5,5	11,0

## B.2 – EXPERIMENTO 2

Tabela B.2 – Concentração de clorofila-a na água bruta e no efluente dos filtros lentos durante o Experimento 2.

<b>Tempo (dia)</b>	<b>Clorofila-a (µg/L)</b>		
	<b>AB</b>	<b>FLA-1</b>	<b>FLA-2</b>
<b>1</b>	36,7	8,8	8,6
<b>2</b>	40,5	5,5	5,0
<b>3</b>	29,2	2,1	2,1
<b>4</b>	32,5	1,7	1,8
<b>5</b>	30,4	1,1	0,9
<b>6</b>	28,6	0,7	0,9
<b>7</b>	21,9	0,4	0,5
<b>8</b>	16,5	0,3	0,5
<b>9</b>	10,6	0,7	1,3
<b>10</b>	11,1	1,6	0,9
<b>11</b>	11,7	1,3	1,3
<b>12</b>	12,7	1,3	1,3
<b>13</b>	10,3	0,9	0,8
<b>14</b>	8,4	0,1	0,1
<b>15</b>	11,9	1,2	0,5
<b>16</b>	13,5	0,8	1,6
<b>17</b>	941,0	3,5	1,3
<b>18</b>	956,4	6,6	2,7
<b>19</b>	8,4	3,6	1,7
<b>20</b>	7,7	7,7	6,3
<b>21</b>	7,5	14,0	16,3



### B.3 – EXPERIMENTO 3

Tabela B.3 – Concentração de clorofila-a na água bruta e no efluente dos filtros lentos durante o Experimento 3.

Tempo (dia)	Clorofila-a ( $\mu\text{g/L}$ )		
	AB	FLA-1	FLA-2
1	3,0	1,7	1,6
2	8,3	1,7	2,6
3	8,3	1,8	1,7
4	7,0	1,2	0,9
5	7,7	0,9	1,7
6	7,8	0,9	1,3
7	7,7	1,8	1,6
8	7,3	1,1	1,1
9	7,7	1,6	1,5
10	11,1	1,8	1,3
11	166,3	0,7	0,7
12	170,5	0,9	0,6
13	2,5	1,3	1,3
14	10,3	0,9	0,3
15	8,2	0,9	0,4
16	7,5	0,6	0,6
17	9,0	1,5	1,3
18	9,9	0,6	1,1
19	8,3	1,1	0,5
20	13,1	0,8	0,5
21	7,3	0,4	0,9
22	5,9	0,7	0,5
23	4,8	0,5	0,7
24	4,5	0,6	0,6

## B.4 – EXPERIMENTO 4

Tabela B.4 – Concentração de clorofila-a na água bruta e no efluente das unidades filtrantes durante o Experimento 4.

Tempo (dia)	Clorofila-a ( $\mu\text{g/L}$ )			
	AB	PFA	FLA-1	FLA-2
1	9,1		4,8	2,2
2	11,9		2,5	1,7
3	8,8		2,1	1,5
4	7,3		2,1	1,1
5	7,1		2,0	1,2
6	8,1		1,2	1,5
7	7,0		1,1	1,2
8	11,4		1,1	1,1
9	9,1		1,8	0,7
10	6,1		0,8	1,1
11	8,3	5,7	1,3	0,8
12	7,3	4,5	1,3	1,3
13	7,8	4,8	1,6	1,2
14	6,6	3,7	2,2	1,3
15	6,9	4,0	0,9	1,6
16	7,3	4,8	1,1	1,2
17	256,1	10,9	1,3	0,9
18	198,5	128,2	0,9	0,9
19	5,5	5,3	1,6	0,7
20	6,2	4,0	1,2	1,6
21	6,2	2,2	1,7	1,2
22	7,0	2,2	1,6	1,6
23	8,4	2,8	2,0	2,2
24	1119,9	536,6	1,2	1,1
24,5	11,0	175,7	1,5	1,8
25	11,0	58,5	3,7	5,0
26	8,6	23,6	4,2	3,2
27	6,9	4,9	1,8	1,2
28	6,3	2,9	1,6	1,1
29	8,6	2,5	1,1	2,4
30	9,8	5,1	0,5	1,2
31	8,1	2,0	0,9	1,1
32	6,1	1,6	0,1	0,8

## APENDICE C – CONCENTRAÇÕES DE SAXITOXINAS NA ÁGUA BRUTA E NO EFLUENTE DAS UNIDADES DE FILTRAÇÃO

### C.1 – EXPERIMENTO 1

Tabela C.1 – Concentração de saxitoxinas (intra e extracelulares) na água bruta e no efluente dos filtros lentos durante o Experimento 1.

Tempo (dias)	Saxitoxinas Intracelulares (µg/L)		Saxitoxinas Extracelulares (µg/L)	
	AB	FLA-1	AB	FLA-1
16	0,6	ND	0,4	ND
17		ND		
18	0,5	ND	0,5	ND
19		ND		ND
20		ND		ND
21				
22				
23				
24	3,2	0,19	1,4	0,6
25	3,2	0,09	1,6	0,7
26	3,3	0,09	1,6	7,9
27		2,26		0,2
28		0,05		ND
29		ND		ND
30		ND		ND
31		ND		ND
32				
33				
34				
35				
36				
37				
38				
39				
40	41,2	0,7	9,2	0,8
41	41,3	5,5	9,1	11,4
42	40,1	6,0	9,3	4,7

## C.2 – EXPERIMENTO 2

Tabela C.2 – Concentração de saxitoxinas (intra e extracelulares) na água bruta e no efluente dos filtros lentos durante o Experimento 2.

Tempo (dias)	Saxitoxinas Intracelulares (µg/L)		Saxitoxinas Extracelulares (µg/L)	
	AB	FLA-1	AB	FLA-1
17	51,2	1,3	3,4	1,6
18	51,2	2,5	2,4	1,9
19		2,0		ND
20		7,2		2,7
21		8,5		1,8

## C.3 – EXPERIMENTO 3

Tabela C.3 – Concentração de saxitoxinas (intra e extracelulares) na água bruta e no efluente dos filtros lentos durante o Experimento 3.

Tempo (dias)	Saxitoxinas Intracelulares (µg/L)		Saxitoxinas Extracelulares (µg/L)	
	AB	FLA-1	AB	FLA-1
11	0,5	ND	0,3	ND
12	0,6	ND	0,2	ND
13		ND		ND
14		ND		ND
15		ND		ND
16		ND		ND
17		ND		ND
18		ND	3,1	ND
19		ND	2,8	ND
20		ND	2,6	ND
21		ND		ND
22		ND		ND
23		ND		ND
24		ND		ND

#### C.4 – EXPERIMENTO 4

Tabela C.4 – Concentração de saxitoxinas (intra e extracelulares) na água bruta e no efluente das unidades de filtração durante o Experimento 4.

Tempo (dia)	Saxitoxinas Intracelulares (µg/L)			Saxitoxinas Extracelulares (µg/L)		
	AB	PFA	FLA-1	AB	PFA	FLA-1
17	1,36	0,28	0,12	0,69	0,24	0,05
18	1,73	0,69	0,02	1,45	0,86	0,21
19		0,01	0,00		1,04	0,20
20						
21						
22						
23						
24	4,25	1,05	0,08	2,55	1,02	0,18
25		0,02	0,03		2,77	0,30
26		0,26	0,04		1,58	0,35
27						
28						
29						
30						
31						
32						

## APÊNDICE D – VALORES DE PERDA DE CARGA TOTAL NAS UNIDADES DE FILTRAÇÃO

### D.1 – EXPERIMENTO 1

Tabela D.1 – Perda de carga total nos filtros lentos durante o Experimento 1.

Tempo (dia)	Perda de carga total (cm)	
	FLA-1	FLA-2
1	1,9	2,0
2	2,2	2,2
3	2,9	3,0
4	4,1	4,3
5	4,6	4,0
6	4,9	4,4
7	5,3	4,4
8	5,1	4,3
9	6,2	5,2
10	6,4	5,1
11	7,4	5,5
12	10,3	7,4
13	9,8	5,9
14	11,7	8,2
15	11,7	8,8
16	16,1	13,6
17	19,9	17,6
18	20,2	19,3
19	22,3	23,9
20	20,1	23,0
21	18,6	21,3
22	19,6	23,1
23	20,5	24,7
24	25,7	31,7
25	35,6	43,7
26	52,0	62,1
27	61,8	74,9
28	61,6	79,4
29	39,3	70,7
30	6,7	60,2
31	4,9	51,2
32	3,1	25,7
33	3,8	20,3
34	2,5	14,2
35	3,1	16,3
36	3,1	19,6
37	3,1	23,1

<b>38</b>	3,7	23,6
<b>39</b>	15,3	28,5
<b>40</b>	34,7	44,4
<b>41</b>	92,4	74,6
<b>42</b>	104,1	100,3

## D.2 – EXPERIMENTO 2

Tabela D.2 – Perda de carga total nos filtros lentos durante o Experimento 2.

<b>Tempo (dia)</b>	<b>Perda de carga total (cm)</b>	
	<b>FLA-1</b>	<b>FLA-2</b>
<b>0</b>	2,0	2,1
<b>1</b>	2,5	2,4
<b>2</b>	2,6	2,5
<b>3</b>	3,8	3,2
<b>4</b>	4,0	3,2
<b>5</b>	4,0	3,0
<b>6</b>	4,7	3,8
<b>7</b>	4,9	3,9
<b>8</b>	6,1	4,4
<b>9</b>	8,1	5,4
<b>10</b>	8,6	5,5
<b>11</b>	10,9	6,2
<b>12</b>	11,7	6,6
<b>13</b>	12,6	7,2
<b>14</b>	10,1	6,0
<b>15</b>	12,3	7,3
<b>16</b>	13,0	8,1
<b>17</b>	24,9	16,8
<b>18</b>	38,8	36,3
<b>19</b>	52,1	53,2
<b>20</b>	61,4	66,2
<b>21</b>	81,4	91,3

### D.3 – EXPERIMENTO 3

Tabela D.3 – Perda de carga total nos filtros lentos durante o Experimento 3.

Tempo (dia)	Perda de carga total (cm)	
	FLA-1	FLA-2
0	5,5	4,9
1	3,0	2,8
2	3,2	2,9
3	3,3	3,0
4	3,4	3,0
5	3,4	3,2
6	3,4	3,0
7	3,4	3,1
8	3,4	3,1
9	3,7	3,4
10	3,6	3,3
11	5,7	4,0
12	9,2	5,6
13	7,5	4,7
14	8,4	5,2
15	6,6	4,8
16	5,4	4,4
17	5,5	4,2
18	5,7	5,5
19	4,4	5,0
20	5,5	6,8
21	5,7	7,8
22	7,2	9,1
23	7,7	9,6
24	8,3	10,4



#### D.4 – EXPERIMENTO 4

Tabela D.4 – Perda de carga total nas unidades de filtração durante o Experimento 4.

Tempo (dia)	Perda de carga total (cm)		
	PFA	FLA-1	FLA-2
0		3,0	2,9
1		6,6	3,7
2		8,2	5,2
3		9,7	6,6
4		10,8	6,8
5		13,5	7,5
6		14,5	8,0
7		14,5	8,6
8		15,7	9,3
9		16,9	9,0
10		18,4	8,7
11	0,0	16,3	6,8
12	0,0	14,6	7,1
13	0,0	13,4	6,5
14	0,0	11,2	5,7
15	0,0	9,7	5,5
16	0,0	7,1	4,9
17	0,0	7,6	6,8
18	0,0	8,8	6,4
19	0,0	9,5	6,4
20	0,0	7,4	6,1
21	0,0	5,7	5,6
22	0,0	5,5	5,8
23	0,0	5,7	5,3
24	0,2	18,0	15,2
25	0,2	15,0	14,4
26	0,2	15,4	17,5
27	0,2	16,1	19,7
28	0,1	15,4	19,1
29	0,1	14,7	19,5
30	0,1	14,2	19,3
31	0,1	14,0	18,9
32	0,1	13,5	18,0

## APÊNDICE E – VALORES DE COLIFORMES TOTAIS E *E. coli* NA ÁGUA BRUTA E NO EFLUENTE DAS UNIDADES DE FILTRAÇÃO

### E.1 – EXPERIMENTO 1

Tabela E.1 – Valores de coliformes totais e *E. coli* na água afluyente e efluente aos filtros lentos durante o Experimento 1.

Tempo (dia)	Coliformes totais (NMP/100 mL)			<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)		
	AB	FLA-1	FLA-2	AB	FLA-1	FLA-2
1	>2.419,6	>2.419,6	>2.419,6	235,5	44,1	40,2
2	>2.419,6	>2.419,6	>2.419,6	325,5	36,4	40,4
3	>2.419,6	>2.419,6	410,6	325,5	26,2	14,8
4	>2.419,6	461,1	235,9	325,5	13,5	11,0
5	>2.419,6	135,4	61,7	73,3	4,1	3,1
6	2.419,6	55,6	49,5	81,6	4,1	2,0
7	1.203,3	35,0	21,3	25,9	ND	1,0
8	1.986,3	18,5	32,1	55,4	1,0	1,0
9	1.553,1	14,2	46,4	42,0	ND	1,0
10	>2.419,6	1,0	27,5	42,0	ND	ND
11	>2.419,6	1,0	5,2	236,7	ND	ND
12	920,8	1,0	5,2	25,9	ND	ND
13	>2.419,6	1,0	5,2	>2.419,6	ND	1,0
14	>2.419,6	2,0	1,0	191,8	1,0	ND
15	>2.419,6	1,0	2,0	866,4	ND	ND
16	>2.419,6	4,1	7,5	132,0	1,0	3,1
17	2.419,6	ND	3,1	79,8	ND	ND
18	>2.419,6	ND	2,0	107,1	ND	ND
19	>2.419,6	1,0	6,2	35,5	ND	ND
20	>2.419,6	2,0	79,4	18,7	ND	ND
21	2.419,6	1,0	7,4	5,2	ND	ND
22	2.419,6	ND	2,0	10,1	ND	ND
23	2.419,6	ND	ND	8,4	ND	ND
24	920,8	ND	2,0	6,3	ND	ND
25	658,6	ND	ND	119,8	ND	ND
26	243,6	1,0	2,0	48,0	ND	ND
27	264,6	21,3	1,0	42,0	1,0	ND
28	43,8	3,1	2,0	13,4	ND	ND
29	105,8	1,0	ND	3,0	ND	ND
30	130,8	27,9	5,2	12,1	ND	ND
31	223,0	5,2	5,2	10,9	ND	ND
32	156,4	1,0	9,6	9,8	ND	ND
33	223,0	8,5	19,3	26,2	ND	ND
34	183,3	1,0	3,0	12,1	ND	ND
35	194,7	0,9	19,9	5,2	ND	ND
36	130,8	12,1	7,3	10,9	ND	ND
37	136,4	6,3	4,1	9,8	ND	ND

<b>38</b>	488,4	ND	2,0	13,2	ND	ND
<b>39</b>	136,4	2,0	7,4	1,0	ND	ND
<b>40</b>	45,2	19,9	39,5	ND	ND	ND
<b>41</b>	50,5	25,9	10,9	ND	ND	ND
<b>42</b>	60,2	10,9	10,9	16,0	ND	ND

## E.2 – EXPERIMENTO 2

Tabela E.2 – Valores de coliformes totais e *E. coli* na água afluyente e efluente aos filtros lentos durante o Experimento 2.

<b>Tempo (dia)</b>	<b>Coliformes totais (NMP/100 mL)</b>			<b><i>E. coli</i> (NMP/100 mL)</b>		
	<b>AB</b>	<b>FLA-1</b>	<b>FLA-2</b>	<b>AB</b>	<b>FLA-1</b>	<b>FLA-2</b>
<b>1</b>	>2.419,6	1.203,3	1.986,3	6,3	4,1	1,0
<b>2</b>	>2.419,6	34,5	691,0	20,4	ND	ND
<b>3</b>	1.203,3	4,1	50,4	5,2	ND	ND
<b>4</b>	>2.419,6	18,5	34,5	56,3	ND	ND
<b>5</b>	>2.419,6	2,0	18,5	41,0	ND	ND
<b>6</b>	1.986,3	1,0	4,1	11,0	ND	ND
<b>7</b>	488,4	2,0	2,0	1,0	ND	ND
<b>8</b>	185,0	2,0	2,0	7,5	ND	ND
<b>9</b>	>2.419,6	2,0	2,0	139,6	ND	ND
<b>10</b>	>2.419,6	2,0	2,0	56,3	ND	ND
<b>11</b>	>2.419,6	2,0	2,0	25,9	ND	ND
<b>12</b>	>2.419,6	2,0	2,0	260,3	ND	ND
<b>13</b>	1.413,6	2,0	2,0	109,2	ND	ND
<b>14</b>	1.119,9	2,0	2,0	57,6	ND	ND
<b>15</b>	>2.419,6	1,0	3,1	410,6	ND	ND
<b>16</b>	>2.419,6	ND	1,0	162,4	ND	ND
<b>17</b>	727,0	40,2	37,9	27,9	ND	1,0
<b>18</b>	770,1	61,3	28,8	8,6	ND	3,1
<b>19</b>	1.553,1	63,1	23,5	19,9	ND	4,1
<b>20</b>	304,4	488,4	>2.419,6	4,1	5,2	52,1
<b>21</b>	>2.419,6	435,2	>2.419,6	387,3	2,0	29,2

### E.3 – EXPERIMENTO 3

Tabela E.3 – Valores de coliformes totais e *E. coli* na água afluente e efluente aos filtros lentos durante o Experimento 3.

Tempo (dia)	Coliformes totais (NMP/100 mL)			<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)		
	AB	FLA-1	FLA-2	AB	FLA-1	FLA-2
1	365,4	6,3	20,1	6,3	ND	1,0
2	>2.419,6	248,1	365,4	149,7	1,0	ND
3	>2.419,6	5,2	29,5	67,7	ND	ND
4	>2.419,6	1,0	6,2	16,9	ND	ND
5	>2.419,6	3,1	6,3	1.119,9	1,0	1,0
6	>2.419,6	1,0	4,1	866,4	ND	ND
7	2.419,6	2,0	ND	328,2	1,0	ND
8	980,4	1,0	4,0	75,4	ND	ND
9	980,4	2,0	1,0	48,0	ND	ND
10	>2.419,6	4,1	8,5	866,4	ND	ND
11	>2.419,6	20,3	51,2	344,1	1,0	1,0
12	>2.419,6	8,5	8,6	>2.419,6	ND	2,0
13	920,8	ND	2,0	45,0	ND	ND
14	1.413,6	ND	1,0	66,3	ND	ND
15	1.203,3	ND	1,0	93,2	ND	ND
16	>2.419,6	ND	2,0	62,0	ND	ND
17	>2.419,6	1,0	ND	38,4	ND	ND
18	>2.419,6	1.299,7	1.553,1	3,1	ND	ND
19	>2.419,6	48,7	59,1	6,1	ND	ND
20	>2.419,6	27,5	18,5	15,6	ND	ND
21	>2.419,6	38,4	8,5	5,2	ND	ND
22	>2.419,6	125,9	20,1	1,0	ND	ND
23	>2.419,6	146,7	38,3	1,0	ND	ND
24	2.406,6	193,5	34,1	ND	ND	ND

## E.4 – EXPERIMENTO 4

Tabela E.4 – Valores de coliformes totais e *E. coli* na água afluyente e efluente aos filtros lentos durante o Experimento 4.

Tempo (dia)	Coliformes Totais (NMP/100mL)				<i>E. coli</i> (NMP/100mL)			
	AB	PFA	FLA-1	FLA-2	AB	PFA	FLA-1	FLA-2
1	15.531,0		>2.419,6	>2.419,6	42,0		13,5	10,9
2	15.531,0		235,9	86,0	31,0		1,0	1,0
3	17.329,0		17,5	86,0	100,9		1,0	1,0
4	7.270,0		16,1	51,2	75,0		ND	ND
5	19.863,0		14,8	32,7	933,0		ND	ND
6	17.329,0		13,5	33,6	889,0		ND	ND
7	2.603,0		18,5	6,3	288,0		ND	ND
8	1.565,0		7,5	8,6	31,0		ND	ND
9	14.136,0		10,9	57,3	31,0		ND	ND
10	3.130,0		5,1	6,3	41,0		ND	ND
11	9.804,0	2.481,0	3,0	6,3	318,0	161,0	ND	ND
12	8.164,0	1.354,0	2,0	5,2	187,0	63,0	ND	ND
13	4.352,0	2.987,0	2,0	4,1	171,0	98,0	ND	ND
14	1.616,0	1.145,0	1,0	2,0	63,0	<10,0	ND	ND
15	3.441,0	379,0	1,0	1,0	41,0	<10,0	ND	ND
16	3.282,0	1.119,9	1,0	1,0	305,0	35,5	ND	ND
17	7.270,0	>2.419,6	9,8	12,2	573,0	36,4	ND	ND
18	1.725,0	122,0	18,5	3,1	20,0	10,0	ND	ND
19	1.789,0	512,0	62,4	9,8	75,0	<10,0	ND	ND
20	1.576,0	384,0	8,5	3,1	63,0	20,0	ND	ND
21	933,0	290,9	74,9	13,4	31,0	ND	ND	ND
22	>2.419,6	328,2	121,1	143,0	2,0	ND	ND	ND
23	4.884,0	248,1	139,1	155,3	10,0	ND	ND	ND
24	6.131,0	1.106,0	261,3	113,0	323,0	63,0	ND	ND
25	10.462,0	226,0	32,3	77,1	285,0	<10,0	ND	ND
26	>24.196	131,0	127,4	172,3	4.611,0	<10,0	5,2	4,1
27	3.873,0	41,0	42,0	43,5	393,0	<10,0	ND	ND
28	3.609,0	579,4	10,9	9,6	336,0	13,4	ND	ND
29	9.804,0	365,4	7,5	1,0	231,0	5,2	ND	ND
30	5.475,0	191,8	5,2	2,0	73,0	1,0	ND	ND
31	7.270,0	58,3	7,5	8,6	295,0	5,2	ND	ND
32	7.701,0	178,5	1,0	1,0	441,0	12,1	ND	ND