

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO TECNOLÓGICO  
PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

**RENATA IZA MONDARDO**

**AVALIAÇÃO DA FILTRAÇÃO EM MARGEM COMO PRÉ-TRATAMENTO À  
FILTRAÇÃO DIRETA DESCENDENTE NA REMOÇÃO DE CÉLULAS DE  
CIANOBACTÉRIAS E SAXITOXINAS**

Florianópolis, outubro de 2009.

**RENATA IZA MONDARDO**

**AVALIAÇÃO DA FILTRAÇÃO EM MARGEM COMO PRÉ-TRATAMENTO À  
FILTRAÇÃO DIRETA DESCENDENTE NA REMOÇÃO DE CÉLULAS DE  
CIANOBACTÉRIAS E SAXITOXINAS**

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação  
em Engenharia Ambiental da Universidade  
Federal de Santa Catarina para obtenção do  
grau de Doutor em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Maurício Luiz Sens

Florianópolis, outubro de 2009.

**AVALIAÇÃO DA FILTRAÇÃO EM MARGEM COMO PRÉ-TRATAMENTO À  
FILTRAÇÃO DIRETA DESCENDENTE NA REMOÇÃO DE CÉLULAS DE  
CIANOBACTÉRIAS E SAXITOXINAS**

**RENATA IZA MONDARDO**

Tese submetida ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de **DOCTOR EM ENGENHARIA AMBIENTAL** na área de Engenharia Ambiental.

**Banca examinadora:**

Prof. Dr. Maurício Luiz Sens  
Universidade Federal de Santa Catarina  
Orientador

Profa. Roselane Laudares Silva, Dra  
Membro

Profa. Cátia Regina Carvalho Pinto, Dra  
Membro

Profa. Cristina Célia Silveira Brandão, Dra  
Membro

Prof. Luiz Antônio Daniel, Dr.  
Membro

Prof. Ramon Lucas Dalsasso, Dr.  
Membro

Dedico este trabalho à minha família, em especial, à minha mãe Regina pelo seu amor, exemplo e eterno apoio. A ela devo as minhas conquistas e, acima de tudo, a própria vida.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Prof. Dr. Maurício Luiz Sens a orientação, a amizade e a confiança depositada em mim durante a realização deste trabalho.

Agradeço, também, aos professores e funcionários do curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, pela cordialidade e contribuição para elaboração deste trabalho.

Agradeço ao Laboratório Integrado do Meio Ambiente (LIMA), pelos equipamentos e oportunidade de realização deste trabalho, e às funcionárias Arlete Malvina Medeiros (laboratorista) e Eliane.

Agradeço à CASAN (Companhia Catarinense de Águas e Saneamento) a oportunidade de utilizar a estrutura ETA (Estação de Tratamento de Água) da Lagoa do Peri, para a realização deste trabalho, e a todos os funcionários da ETA o apoio concedido.

Agradeço à Prof. Dra. Roselane Laudares Silva, pela amizade e pela sua imprescindível ajuda na execução deste trabalho.

Aos antigos e atuais membros do Laboratório de Potabilização de Águas (LAPOÁ) da UFSC que, de alguma forma, contribuíram para a concretização deste trabalho: Luis de Melo Filho, Ramon Lucas Dalsasso, Denise Conceição de Goes Santos, Dimas Tadao Murakami, Bruno Segalla Pizzolatti, Marcus Bruno Domingues Soares, Julia Lorenzenti, Fernanda Lenzi, Alex Benedetti, Zacarias Navarro Roa e Luis Romero.

Aos membros do Laboratório de Oceanografia Biológica - Algas Nocivas da UNIVALI, Professor Luís Antônio de Oliveira Proença, Márcio da Silva Tamanaha e Mathias Alberto Schramm, pela valiosa e indispensável colaboração na realização das análises de saxitoxinas.

Aos membros do Laboratório de Reuso das Águas (LARA) da UFSC, Professor Flávio Rubens Lapolli (coodoador) e Maria Elisa Nagel Hassemer (pesquisadora), pela disponibilização do digestor.

Agradeço às amigas Clarissa, Cátia, que, de uma forma ou de outra, contribuíram para elaboração deste trabalho.

Agradeço ao Evandro Pimpão de Oliveira a ajuda na execução da pesquisa, o carinho, a paciência, o incentivo e, sobretudo, o seu amor.

Agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão da bolsa de doutorado.

Agradeço a todos os participantes do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – PROSAB 4 e 5.

Agradeço a minha irmã Rúpacia, pelas palavras certas no momento de dúvidas e na contribuição da escrita do texto.

Agradeço a Deus, a vida e as oportunidades durante esta jornada.

Finalmente, agradeço a todos que, de alguma forma, contribuíram para o desenvolvimento deste trabalho.

## RESUMO

Um dos problemas enfrentados atualmente por algumas Estações de Tratamento de Água que utilizam a tecnologia da filtração direta descendente é a ocorrência de florações de cianobactérias em seus mananciais. Dependendo das espécies envolvidas, a qualidade da água produzida fica seriamente comprometida em função da capacidade dessas cianobactérias produzirem toxinas (saxitoxinas). As cianobactérias podem causar, também, obstrução dos filtros reduzindo a duração da carreira de filtração. O emprego da tecnologia da filtração direta descendente não é recomendado para o tratamento de água proveniente de manancial com elevada densidade de cianobactérias, exigindo algum tipo de pré-tratamento da água. Existem algumas tecnologias para remoção de cianobactérias, mas apesar de eficientes, podem não ser economicamente viáveis ou práticas. Dessa forma, este trabalho tem como objetivo avaliar a utilização da filtração em margem como pré-tratamento à filtração direta descendente, buscando um tratamento de baixo custo, capaz de promover um abastecimento de água adequado, e a remoção das células de cianobactérias e das saxitoxinas. As investigações experimentais foram conduzidas no Laboratório de Águas da Lagoa do Peri – LALP e no Laboratório de Potabilização de Água - LAPOA/UFSC e envolveram as seguintes etapas: 1) Caracterização da água do manancial Lagoa do Peri (Água I), da filtrada em margem (Água II) e de estudo (Água III – 85% FM + 15% Lagoa); 2) Ensaio de bancadas descontínuas e contínuas, a fim de determinar a adsorção e a remoção das saxitoxinas pelo sedimento do manancial Lagoa do Peri; 3) Ensaio de bancada para otimizar as dosagens ótimas do coagulante e auxiliar a coagulação; Ensaio em piloto contínuo utilizando as dosagens ótimas, anteriormente determinadas, visando ao acompanhamento, sobretudo da identificação e da quantificação de cianobactérias e saxitoxinas. O método de análise das saxitoxinas foi a cromatografia líquida de alta eficiência com derivatização pós-coluna e detecção por fluorescência. Os resultados dos ensaios de adsorção demonstraram que a saxitoxina tem uma maior afinidade pelo sedimento da Lagoa do Peri quando comparada com neosaxitoxina. Em menos de cinco dias, ocorreu uma remoção de 100% da saxitoxina, enquanto que a neosaxitoxina precisou de mais tempo, cerca de 15 dias. A filtração em margem mostrou ser uma tecnologia promissora na remoção das células de cianobactérias e de saxitoxinas. Já, a filtração em margem como pré-tratamento proporcionou um aumento de três a quatro vezes na duração das carreiras de filtração, redução da dosagem de sulfato de alumínio de até 50%. Em relação à avaliação do fitoplâncton, nas carreiras, onde foi empregada a filtração em margem como pré-tratamento, resultaram em menor densidade, ou seja, em média, de 9.795 células/mL na água tratada. Os resultados demonstraram a importância do condicionamento da água com elevada densidade de cianobactérias potencialmente tóxicas antes de ser submetida à filtração direta descendente. Em relação à remoção de saxitoxinas, verifica-se que, nas amostras de água filtrada em margem, não foram detectadas toxinas. Nas águas após tratamento completo, foi detectado valor de 0,05 µg/L de EqSTX intracelular. Apesar de inferior ao valor limite, a concentração de Equivalente de saxitoxina na água tratada deve ser considerada, pois é desconhecido o efeito do consumo frequente de doses baixas de saxitoxinas sobre a saúde dos seres humanos.

**Palavras-chave:** *Cylindrospermopsis raciborskii*. Saxitoxinas. Adsorção. Sedimento. Tratamento de água. Lagoa do Peri.

## ABSTRACT

Currently, water treatment plants, which utilize downflow direct filtration technology, have been facing problems such as cyanobacteria growth within water sources. Depending on the species involved, the resulting water quality may be jeopardized due to the cyanobacterial ability to produce saxitoxins. They also obstruct the filter systems that may be damaged. Downflow direct filtering technologies may not be recommended for water treatment of sources with high cyanobacterial density. Its application could only be considered after a pre-treatment stage. Some removal technologies are available in the market; though efficient, they are not under economic and practical possibilities. This paper intends to utilize Bank filtration as a pre-treatment for downflow direct filtration in order to present a low-cost treatment option for proper water quality, and the removal of both cyanobacteria and saxitoxins. Experimental investigations were conducted on the Laboratório de Águas da Lagoa do Peri - LALP and at the water potabilization laboratory (Laboratório de Potabilização de Água - LAPOA/UFSC) under the following stages: 1) Characterization of Peri Lake water (Water I), of Bank filtration water (Water II), and of study water (Water III = 85% FM + 15% Lake); 2) Continuous and non-continuous bench tests in order to determine saxitoxin adsorption and removal by sedimentation of the Peri Lake water source; 3) Bench tests on coagulant and coagulant aid dosage optimization; 4) Continuous testing using the optimal doses previously determined in order to follow cyanobacteria and saxitoxin identification and quantification. Saxitoxin analysis was performed using HPLC with post-column derivation and fluorescence detection. Results demonstrated that saxitoxins (STX) have more affinity with sediments when compared with neosaxitoxins (NEO). A complete removal of STX occurred in less than 5 days; in turn, NEO required more time – approximately 15 days. Bank filtration has proved to be a promising technology for cyanobacterial cells and saxitoxin removal. Bank filtration used as a pre-treatment caused the filtration system to last 3-4 times longer, reducing up to 50% of aluminum sulfate dosages. Phytoplankton evaluation showed a smaller cell density on the systems using bank filtration as pre-treatment (9,795 cell/mL in treated water). Results have shown the importance of conditioning water with high density of potentially toxic cyanobacteria before downflow direct filtration. Regarding saxitoxin removal, no saxitoxins were detected on the Water II samples. After complete treatment, 0,05 mg/L intracellular EqSTX was detected. Although under the limiting values, equivalent concentrations in the treated water must be considered, especially considering that the frequent consumption effects of low saxitoxin dosages on human health are unknown.

**KEYWORDS:** *Cylindrospermopsis raciborskii*. Saxitoxin. Adsorption. Sediments. Bank filtration. Direct filtration. Water Treatment.

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANTX – anotoxina-a

ANTX-s – anotoxina-a(s)

CASAN – Companhia Catarinense de Águas e Saneamento

CD – coeficiente de desuniformidade

Cél. – célula

CLAE – cromatografia líquida de alta eficiência

COT – carbono orgânico total

CNRC – Conseil National de Recherches Canada

CTTMar – Centro de Ciências Tecnológicas da Terra e do Mar

CYN – cilindrospermopsina

dcSTX – decarbomoilsaxitoxina

dcGTX2 – decarbomoilgoniautoxina 2

dcGTX3 – decarbomoilgoniautoxina 3

eq. – equivalente

ETA – estação de tratamento de água

FD – filtração direta

FDD – filtração direta descendente

FLA – filtro de laboratório de areia

FUNASA – Fundação Nacional de Saúde

GTX – goniautoxina

GTX1 – goniautoxina 1

GTX2 – goniautoxina 2

GTX3 – goniautoxina 3

GTX4 – goniautoxina 4

GTX5 – goniautoxina 5

HPLC - High Performance Liquid Chromatography

Ind. – indivíduo

LABFIC – Laboratório de Ficologia

LALP – Laboratório de Águas da Lagoa do Peri

LAPOÁ – Laboratório de Potabilização de Águas

LETC – Laboratório de Ecofisiologia e Toxicologia de Cianobactérias



LPS – lipopolissacarídeos  
LWTX – toxinas de *Lyngbya wollei*  
MCYS – microcistinas  
m-LA – microcistina - LA  
m-LR – microcistina - LR  
MON – matéria orgânica natural  
ND – não detectado  
NEO – neosaxitoxina  
OMS – Organização Mundial da Saúde  
PGTX – padrão cromatográfico contendo goniatoxina e decarbomoilgoniatoxina  
PSP – Paralytic Shellfish Toxins  
PSTX – padrão cromatográfico contendo neosaxitoxina, decarbomoilsaxitoxina e saxitoxina  
rpm – rotação por minuto  
SA – sulfato de alumínio  
STD – sólidos totais dissolvidos  
STX – saxitoxina  
STX s – saxitoxinas  
UNIVALI – Universidade do Vale do Itajaí  
UPA – unidade padrão de área  
VMP – valor máximo permitido

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1:	Estrutura da cilindropermopsina.....	27
Figura 2:	Ação das saxitoxinas sobre os canais de sódio.....	29
Figura 3:	Estrutura geral das saxitoxinas.....	30
Figura 4:	Esquema ilustrativo da filtração em margem.....	50
Figura 5:	Seção transversal esquemática de um sistema de captação em margem de rio.....	53
Figura 6:	Esquema ilustrativo da interferência entre poços.....	55
Figura 7:	Apresenta o gráfico para determinar a relação entre a vazão infiltrada através da margem e a vazão bombeada de um poço localizado próximo a um manancial superficial.....	57
Figura 8:	Condições de mínima e máxima infiltração induzida.....	58
Figura 9:	Localização geográfica do Parque Municipal da Lagoa do Peri.....	64
Figura 10:	Quadro de fotos esquematizando: (a) localização do campo experimental, da estação de tratamento de água da Lagoa do Peri ETA/CASAN e do manancial Lagoa do Peri, (b) instalação piloto de filtração direta, (c) instalação piloto de filtração em margem (poço) - FM, (d) instalação piloto de filtração em margem (colunas filtrantes).....	67
Figura 11:	Resumo da metodologia das etapas dos ensaios utilizados no desenvolvimento da pesquisa.....	68
Figura 12:	Esquema do local e da coleta do sedimento da Lagoa do Peri utilizado nas colunas filtrantes e nos ensaios de adsorção da saxitoxinas.....	71
Figura 13:	Fotos do cultivo (a) antes do congelamento e (b) após os descongelamentos.....	72
Figura 14:	Foto do agitador orbital (Shaker), utilizado nos ensaios de adsorção da saxitoxinas.....	73
Figura 15:	Foto do equipamento de jarteste.....	75
Figura 16:	Foto do sistema piloto utilizado na simulação da filtração em margem através de coluna filtrante: ponto de alimentação das colunas e pontos de coleta das amostras do sistema piloto.....	78
Figura 17:	Foto da sala de cultivo da cepa T3 de <i>Cylindropermopsis raciborskii</i> .....	79
Figura 18:	Esquema da instalação piloto da unidade de filtração em margem (poço) e da unidade da filtração direta descendente.....	80
Figura 19:	Corte esquemático do sistema piloto de filtração em margem na lagoa do Peri...	82
Figura 20:	Esquema do escoamento da água no lençol freático.....	83
Figura 21:	Foto da câmara de chega (reservatório 1) da Água tipo I e da Água tipo III.....	85
Figura 22:	Unidade de mistura rápida e das bombas dosadoras dos produtos químicos.....	86
Figura 23:	Esquema da unidade de filtração direta descendente.....	88
Figura 24:	Sistema de HPLC com reator pós-coluna para a análise de saxitoxinas.....	94

Figura 25: Esquema dos pontos de coletas de amostra e das análises dos ensaios realizados.....	96
Figura 26: Perfil da densidade de fitoplâncton, cianobactérias e <i>Cylindrospermopsis raciborski</i> na água bruta da Lagoa do Peri (Água I) nos meses de fevereiro de 2005 a maio de 2008.....	100
Figura 27: Cor aparente, turbidez e pH da mistura das águas I e II, contagem e identificação de fitoplâncton na água III.....	103
Figura 28: Distribuição dos dados da temperatura encontrada nas águas I, II e III. EP = erro padrão e DP = desvio padrão.....	106
Figura 29: Distribuição dos dados do pH encontrado nas águas I, II e III. EP = erro padrão e DP = desvio padrão.....	106
Figura 30: Distribuição dos dados da turbidez remanescente encontrada nas águas I, II e III. EP = erro padrão e DP = desvio padrão.....	107
Figura 31: Distribuição dos dados da cor aparente encontrada nas águas I, II e III. EP = erro padrão e DP = desvio padrão.....	107
Figura 32: Distribuição dos dados da condutividade encontrada nas águas I, II e III. EP = erro padrão e DP = desvio padrão.....	108
Figura 33: Distribuição dos dados do sólido totais dissolvidos encontrados nas águas I, II e III. EP = erro padrão e DP = desvio padrão.....	108
Figura 34: Distribuição dos dados dos cloretos encontrados nas águas I, II e III. EP = erro padrão e DP = desvio padrão.....	109
Figura 35: Distribuição dos dados da dureza encontrados nas águas I, II e III. EP = erro padrão e DP = desvio padrão.....	109
Figura 36: Distribuição dos dados da alcalinidade encontrados nas águas I, II e III. EP = erro padrão e DP = desvio padrão.....	110
Figura 37: Distribuição dos dados do oxigênio dissolvido (OD) encontrados nas águas I, II e III. EP = erro padrão e DP = desvio padrão.....	110
Figura 38: Distribuição dos dados do carbono orgânico (COT) encontrados nas águas I, II e III. EP = erro padrão e DP = desvio padrão.....	111
Figura 39: Distribuição dos dados da absorbância em 254 nm encontrados nas águas I, II e III. EP = erro padrão e DP = desvio padrão.....	111
Figura 40: Distribuição dos dados do fitoplâncton total encontrados nas águas I, II e III. EP = erro padrão e DP = desvio padrão.....	112
Figura 41: Distribuição dos dados de cianobactérias encontrados nas águas I, II e III. EP = erro padrão e DP = desvio padrão.....	112
Figura 42: Distribuição dos dados da espécie <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> encontrados nas águas I, II e III. EP = erro padrão e DP = desvio padrão.....	113
Figura 43: Curva de crescimento da <i>Cylindrospermopsis raciborski</i> – Cepa T3.....	116
Figura 44: Isotermas de adsorção linear e não linear de neosaxitoxina no sedimento do manancial Lagoa do Peri - Ensaio 1.....	120
Figura 45: Isotermas de adsorção linear e não linear de neosaxitoxina no sedimento do manancial Lagoa do Peri- Ensaio 2.....	120

Figura 46: Isotermas de adsorção linear e não linear de neosaxitoxina no sedimento do manancial Lagoa do Peri- Ensaio 3 .....	120
Figura 47: Isotermas de adsorção linear e não linear de saxitoxina no sedimento do manancial Lagoa o Peri- Ensaio 1 .....	121
Figura 48: Isotermas de adsorção linear e não linear de saxitoxina no sedimento do manancial Lagoa do Peri – Ensaio 2 .....	121
Figura 49: Isotermas de adsorção linear e não linear de saxitoxina no sedimento do manancial Lagoa do Peri – Ensaio 3 .....	121
Figura 50: Residuais de neosaxitoxina e saxitoxina para as dosagens do sedimento .....	125
Figura 51: Influência da dosagem do sedimento (g) na adsorção da neosaxitoxina e saxitoxina.....	126
Figura 52: Resultado das análises da Água I, da água de saída da coluna filtrante e da água filtrada em margem (Água II).....	128
Figura 53: Concentrações de saxitoxinas – expressa em equivalentes de STX/L – nas amostras de alimentação da colunas e nas amostras percoladas em diferentes dias.....	132
Figura 55: Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio para água III- Série1 .....	136
Figura 56: Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio para água I- Série2.....	136
Figura 57: Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio para água III- Série2 .....	137
Figura 58: Comportamneto típico da perda de carga e da qualidade da água filtrada nos ensaios realizados (a) sem pré-filtração em margem e (b) com pré-filtração em margem – Série 1.....	140
Figura 59: Comparação da variação da perda de carga no meio filtrante nos ensaios realizados (a) sem pré-filtração em margem e (b) com pré-filtração em margem – Série 1 .....	141
Figura 60: Densidade fitoplanctônica nas diferentes etapas das sequências de tratamento investigadas - Série 1. A= ausente.....	144
Figura 61: Comportamento típico da perda de carga e da qualidade da água filtrada nos ensaios realizados (a) sem pré-filtração em margem e (b) com pré-filtração em margem- Série 2.....	149
Figura 62: Comparação da variação da perda de carga no meio filtrante nos ensaios realizados (a) sem pré-filtração em margem e (b) com pré-filtração em margem – Série 2.....	150
Figura 63: Densidade fitoplanctônica nas diferentes etapas das sequências de tratamento investigadas - Série 2. A= ausente.....	154

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Principais gêneros de cianobactérias produtoras de toxinas que representam risco à saúde humana.....	25
Tabela 2	Estruturas das saxitoxinas caracterizada a partir de diferentes cepas de cianobactérias .....	31
Tabela 3	Valores em ordem decrescente de toxicidade relativa das saxitoxinas .....	36
Tabela 4	Parâmetros gerais de qualidade da água para o emprego da tecnologia de tratamento a ser adotado numa ETA. ....	43
Tabela 5	Tipos de água a serem utilizadas na realização das etapas da pesquisa .....	66
Tabela 6	Parâmetros de controle de qualidade da água bruta.....	70
Tabela 7	Resumo das condições dos ensaios em jarreste, utilizadas na pesquisa .....	77
Tabela 8	Composição granulométrica do filtro descendente, utilizado no sistema piloto de tratamento .....	87
Tabela 9	Parâmetros, métodos e equipamentos utilizados .....	90
Tabela 10	- Condições adotadas para as análises de saxitoxinas .....	93
Tabela 11	Valores médios e o desvio padrão dos parâmetros de qualidade analisados na Água tipo I.....	99
Tabela 12	Valores médios e o desvio padrão dos parâmetros de qualidade analisados na água tipo II.....	101
Tabela 13	Característica da água de estudo – Água tipo III.....	104
Tabela 14	Concentrações das variantes de saxitoxinas analisadas nas amostras das águas I, II e III.....	105
Tabela 15	Resumo dos resultados do teste de Tukey para os parâmetros com diferença significativa. ....	114
Tabela 16	Densidade da <i>C. raciborski</i> e a concentração de toxina nas amostras do cultivo.....	115
Tabela 17	Características físico-químicas do material sedimentar utilizados nos ensaios de adsorção e das colunas filtrantes .....	117
Tabela 18	- Resultados dos ensaios de adsorção da neosaxitoxina no sedimento da Lagoa do Peri.....	118
Tabela 19	- Resultados dos ensaios de adsorção da saxitoxina no sedimento da Lagoa do Peri.....	119
Tabela 20	Parâmetros obtidos pelas isotermas de adsorção da neosaxitoxina.....	122
Tabela 21	Parâmetros obtidos pelas isotermas de adsorção da saxitoxina.....	122
Tabela 22	- Concentração das variantes de saxitoxinas analisadas nas amostras de água do Ensaio 1 de filtração em margem em coluna.....	129
Tabela 23	- Concentração das variantes de saxitoxinas encontradas nas amostras de água do Ensaio 2 fe filtração em margem em coluna .....	130

Tabela 24 - Concentração das variantes de saxitoxinas encontradas nas amostras de água do Ensaio 3 de filtração em margem em colunas .....	130
Tabela 25 - Concentração das variantes de saxitoxinas encontradas nas amostras de água do Ensaio 4 de filtração em margem em colunas .....	131
Tabela 26 - Concentração das variantes de saxitoxinas encontradas nas amostras de água do Ensaio 5 de filtração em margem em colunas .....	131
Tabela 27 - Resultado das carreiras de filtração com e sem pré-filtração em margem - Série 1 .....	138
Tabela 28 - Parâmetros de desempenho analisados nas amostras de água das diferentes etapas das sequências de tratamento dos ensaios da série 1 .....	142
Tabela 29 - Concentração das variantes de saxitoxinas intracelular analisadas nas amostras de água das diferentes etapas do tratamento dos ensaios da Série 1 .....	146
Tabela 30 - Resultado das carreiras de filtração com e sem pré-filtração em margem - Série 2 .....	148
Tabela 31 - Parâmetros de desempenho analisados nas amostras de água das diferentes etapas das sequências de tratamento com cloro dos ensaios da série 2 .....	152
Tabela 32 - Concentração das variantes de saxitoxinas analisadas nas amostras de água das diferentes etapas do tratamento dos ensaios da Série 2.....	155

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>17</b>
<b>2 OBJETIVOS.....</b>	<b>19</b>
<b>2.1 OBJETIVO GERAL.....</b>	<b>19</b>
<b>2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....</b>	<b>19</b>
<b>3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>20</b>
<b>3.1 CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS.....</b>	<b>20</b>
<b>3.1.1 Características das cianobactérias.....</b>	<b>20</b>
<b>3.1.2 Florações de Cianobactérias Tóxicas.....</b>	<b>21</b>
<b>3.1.3 <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> .....</b>	<b>22</b>
<b>3.1.4 Função e classificação das cianotoxinas .....</b>	<b>24</b>
<b>3.1.5 Alcalóide Hepatotóxico - cilindropermopsina .....</b>	<b>26</b>
<b>3.1.6 Alcalóide Neurotóxicos – saxitoxinas.....</b>	<b>27</b>
3.1.6.1 Fisiologia da ação das saxitoxinas.....	28
3.1.6.2 Degradação das saxitoxinas.....	31
3.1.6.3 Método de análise de saxitoxinas .....	33
3.1.6.1.3 <i>Cromatografia líquida de alta eficiência (HPLC/CLAE)</i> .....	34
<b>3.2 REMOÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS NO TRATAMENTO DE ÁGUA .....</b>	<b>37</b>
<b>3.2.1 Estudos experimentais na remoção de cianobactérias e cianotoxinas.....</b>	<b>38</b>
<b>3.3 FILTRAÇÃO DIRETA DESCENDENTE .....</b>	<b>42</b>
<b>3.3.1 Estudos experimentais de remoção de cianobactérias e cianotoxinas, envolvendo a filtração direta.....</b>	<b>45</b>
<b>3.4 FILTRAÇÃO EM MARGEM .....</b>	<b>47</b>
<b>3.4.1 Aplicação da filtração em margem.....</b>	<b>51</b>
3.4.1.1 Tempo de percurso da água.....	52
3.4.1.2 Rebaixamento do nível freático.....	55
3.4.1.3 Determinação da vazão infiltrada na margem.....	56
3.4.1.4 Atenuação da concentração de poluentes e contaminantes .....	59
<b>3.4.2 Mecanismo de remoção.....</b>	<b>61</b>
<b>3.4.3 Estudos experimentais na remoção de cianobactérias e cianotoxinas, envolvendo a filtração em margem.....</b>	<b>62</b>
<b>3.5 LAGOA DO PERI .....</b>	<b>64</b>
<b>4 MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>66</b>
<b>4.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS.....</b>	<b>66</b>
<b>4.2 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁGUAS ESTUDADAS.....</b>	<b>69</b>
<b>4.3 UNIDADE DOS ENSAIOS EM BANCADA.....</b>	<b>70</b>
<b>4.3.1 Ensaio para simulação da adsorção e remoção das saxitoxinas no material sedimentar.....</b>	<b>70</b>
4.3.1.1 Coleta e armazenamento do solo.....	71
4.3.1.2 Solução de saxitoxinas .....	71
4.3.1.3 Ensaio de Adsorção .....	72
<b>4.3.2 Ensaio de coagulação /floculação .....</b>	<b>73</b>
4.3.2.1 Condições gerais dos ensaios em jarreste.....	75

4.3.3	Ensaio para simulação da filtração em margem em coluna filtrante .....	77
4.3.4	Cultivo de cianobactérias.....	78
4.3.4.1	Manutenção e cultivo da cepa T3 de <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> .....	79
4.4	<b>SISTEMA PILOTO DE TRATAMENTO DA FILTRAÇÃO EM MARGEM E DA FILTRAÇÃO DIRETA DESCENDENTE .....</b>	<b>79</b>
4.4.1	<b>Descrição do Sistema Piloto.....</b>	<b>80</b>
4.4.1.1	Unidade de filtração em margem .....	80
4.4.1.2	Câmara de chegada de água bruta e da água de estudo .....	84
4.4.1.2.1	<i>Câmara de carga de nível constante</i> .....	85
4.4.1.3	Unidade de mistura rápida.....	85
4.4.1.4	Unidade de filtração de escoamento descendente .....	86
4.4.1.4.1	<i>Sistema de lavagem do filtro</i> .....	88
4.4.1.4.2	<i>Reservatório de água filtrada</i> .....	89
4.4.1.5	Unidade de desinfecção.....	89
4.5	<b>PARÂMETROS DE CONTROLE.....</b>	<b>89</b>
4.5.1	<b>Análise Taxonômica .....</b>	<b>90</b>
4.5.2	<b>Densidade do Fitoplâncton (Indivíduos/mL) .....</b>	<b>90</b>
4.5.3	<b>Processamento das amostras para as análises de saxitoxinas .....</b>	<b>91</b>
4.5.3.1	Extração.....	92
4.5.3.2	Purificação.....	92
4.5.4	<b>Análises de saxitoxinas.....</b>	<b>92</b>
4.5.5	<b>Curva de calibração .....</b>	<b>95</b>
4.6	<b>PONTOS DE COLETA E TRATAMENTO DAS AMOSTRAS .....</b>	<b>95</b>
5	<b>RESULTADOS E DISCUSSÕES.....</b>	<b>98</b>
5.1	<b>PRIMEIRA ETAPA .....</b>	<b>98</b>
5.1.1	Caracterização das águas do manancial da Lagoa do Peri, da Filtrada em margem e de Estudo .....	98
5.1.2	Avaliação estatística da qualidade das águas .....	105
5.2	<b>SEGUNDA ETAPA.....</b>	<b>114</b>
5.2.1	Quantificação da espécie <i>Cylindrospermopsis raciborski</i> e de suas saxitoxinas presentes nos cultivos .....	114
5.2.2	Ensaio - Simulação da adsorção das saxitoxinas através do material sedimentar do manancial Lagoa do Peri.....	116
5.2.2.1	Características do Solo .....	117
5.2.2.2	Avaliação da capacidade de adsorção .....	118
5.2.2.1.1	<i>Avaliação estatística das isotermas de adsorção</i> .....	127
5.2.3	Ensaio em contínuo - Simulação da Filtração em Margem em coluna filtrante.....	127
5.3	<b>TERCEIRA ETAPA .....</b>	<b>134</b>
5.3.1	Ensaio de coagulação/floculação em jarreste .....	134
5.3.2	Ensaio contínuo em sistema piloto de filtração direta .....	137
5.3.2.1	Qualidade da água filtrada e duração da carreira de filtração dos ensaios da Série 1 .....	138
5.3.2.1.1	<i>Avaliação das águas nas diferentes etapas da sequência de tratamento – Série 1</i>	141
5.3.2.1.2	<i>Qualidade da água produzida – Série 1</i> .....	141
5.3.2.1.3	<i>Remoção de células – Série 1</i> .....	143
5.3.2.1.4	<i>Remoção de saxitoxinas – PSP – Série 1</i> .....	146
5.3.2.2	Qualidade da água filtrada e duração da carreira de filtração dos ensaios da Série 2.....	147



5.3.2.2.1	<i>Avaliação das águas nas diferentes etapas da sequência de tratamento - Série 2</i>	
	150	
5.3.2.2.2	<i>Qualidade da água produzida – Série 2</i> .....	150
5.3.2.2.3	<i>Remoção de células- Série 2</i> .....	153
5.3.2.2.4	<i>Remoção de saxitoxinas – PSP- Série 2</i> .....	154
<b>6</b>	<b>CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES</b> .....	<b>156</b>
<b>7</b>	<b>BIBLIOGRAFIA</b> .....	<b>160</b>
	<b>APÊNDICE A – PRIMEIRA ETAPA</b> .....	<b>184</b>
	<b>APÊNDICE B – SEGUNDA ETAPA</b> .....	<b>192</b>
	<b>APÊNDICE C – TERCEIRA ETAPA</b> .....	<b>225</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A água destinada ao consumo humano deve atender as condições mínimas para que possa ser ingerida ou utilizada para fins higiênicos. Para impedir sua contaminação, deve-se evitar o despejo de líquidos que contenham organismo como bactérias, vírus, protozoários e alguns parasitas, substâncias químicas tóxicas e outros microrganismos. Porém, quando a água do manancial oferece riscos à saúde pública a higienização se consegue por meio de tratamento.

Dentre esses microrganismos encontram-se as cianobactérias, cuja floração tem efeitos negativos nos mananciais utilizados para abastecimento, pois são causadoras de gosto e odor indesejáveis e, além disso, são acompanhadas por uma alta carga de matéria orgânica. Os problemas mais sérios, porém, são causados pelas toxinas (cianotoxinas) produzidas pelas espécies nocivas.

De acordo com Matthiensen *et al* (1999), Jardim *et al* (2002), Yunnes *et al* (2003), a cianobactéria *Cylindropermopsis raciborskii* tem sido encontrada em diversas regiões do Brasil. Mas, as primeiras intoxicações da população humana pelo consumo de água contaminada por cepas tóxicas de cianobactérias foram descritas na Austrália, Inglaterra, China e África do Sul.

No Brasil, algumas estações de tratamento de água que utilizam a tecnologia da filtração direta descendente apresentam problemas operacionais, os quais podem levar à produção de água com qualidade imprópria para consumo humano. Um sério problema enfrentado por estações de tratamento de água (ETAs), com filtração direta descendente, é a presença dessas cianobactérias, que, dependendo da espécie e do número de indivíduos, podem reduzir a duração da carreira de filtração e comprometer a qualidade da água produzida.

Esse fenômeno foi observado na Estação de Tratamento de Água da Lagoa do Peri a qual utiliza a tecnologia da filtração direta de escoamento descendente e, desde setembro de 2000, abastece a costa leste/sul da Ilha de Santa Catarina. O manancial apresenta dominância de cianobactérias, com destaque para *Cylindrospermopsis raciborskii* pela sua frequência e abundância, encontrada na ordem de  $10^6$  células /mL e 5,4 µg/L de equivalentes de saxitoxina em suas águas (SENS *et al.*, 2005).

Nesse contexto, o presente trabalho busca uma tecnologia capaz de remover células de cianobactérias e saxitoxinas, que seja economicamente viável para a realidade brasileira.

Ou seja, será utilizada a filtração em margem como pré-tratamento para adequar a água proveniente de manancial com elevada densidade de cianobactérias e presença de saxitoxinas, à filtração direta descendente. Esta pesquisa tem seu caráter inovador, baseado no fato de que os trabalhos encontrados na literatura técnica abordam a remoção de microcistinas, nodularina e poucos avaliam a remoção de saxitoxinas.

A filtração em margem consiste na utilização dos sedimentos naturais do corpo da água superficial como meio filtrante. Para isso, são construídos poços de captação nas margens do manancial, criando artificialmente um gradiente hidráulico, o qual induzirá um fluxo de água através do solo suporte do mesmo. Os possíveis contaminantes presentes na água superficial seriam então removidos nesse percurso. Esse procedimento vem sendo eficientemente utilizado na Europa, nos Estados Unidos e na Austrália.

Para que um sistema de filtração em margem opere com eficiência, deve-se assegurar que o sistema seja corretamente projetado e operado. Deve-se também levar em consideração que esses contaminantes e sua concentração podem variar sazonalmente.

Observa-se que a contribuição também será dada, pela investigação da filtração em margem como um pré-tratamento à filtração direta descendente, avaliando não apenas a remoção de *Cylindrospermopsis raciborskii*, mas também a adsorção e remoção das saxitoxinas.

Assim sendo, este estudo está estruturado em cinco partes. No primeiro capítulo, apresenta-se a introdução; no segundo os objetivos; no terceiro, a revisão bibliográfica em que se fundamenta a pesquisa; no quarto, são expostos os materiais e métodos utilizados e as principais definições da etapa de ensaios, bem como a caracterização da água da Lagoa do Peri e a descrição do sistema piloto de tratamento; por fim, no quinto capítulo, são apresentados e discutidos os resultados dos ensaios referentes ao monitoramento das águas estudadas, a duração da carreira do filtro descendente e a remoção da *Cylindrospermopsis raciborskii* e suas saxitoxinas.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GERAL**

Este trabalho tem como objetivo estudar a filtração em margem como pré-tratamento à filtração direta descendente, buscando um tratamento de baixo custo na obtenção de um abastecimento de água adequado, que remova as células de cianobactérias, bem como as saxitoxinas presentes no manancial.

### **2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- avaliar o tratamento da água da lagoa do Peri por meio da filtração em margem seguida ou não de desinfecção (cloro), e filtração direta descendente, seguida ou não de desinfecção (cloro);
- avaliar o tratamento da água contendo uma mistura da água filtrada em margem com a água da lagoa, seguida de filtração direta descendente com e sem desinfecção com cloro;
- avaliar a eficiência dos sistemas de tratamento citados acima, com base nos parâmetros comumente utilizados em águas de abastecimento e na remoção de células de cianobactérias e saxitoxinas;
- avaliar o processo de adsorção na remoção de saxitoxinas por meio da filtração em margem na Lagoa do Peri.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS

##### 3.1.1 Características das cianobactérias

Estima-se que as cianobactérias surgiram há cerca de 3,5 bilhões de anos. Esses organismos são conhecidos como cianofíceas ou algas azuis e, mais recentemente, como cianobactérias e cianoprocariontes. As cianobactérias são microrganismos procariontes unicelulares a multicelulares, aeróbicos fotoautotróficos e requerem apenas água, dióxido de carbono, substâncias inorgânicas e luz em seus processos vitais. A fotossíntese é o principal modo de obtenção de energia para o seu metabolismo.

Além da clorofila *a* (pigmento verde), as cianobactérias também apresentam carotenóides e pigmentos acessórios como ficocianina, aloficocianina e ficoeritrina (ficobiliproteínas) que absorvem energia solar para a realização da fotossíntese.

Do ponto de vista morfológico, as cianobactérias podem se apresentar na forma de células isoladas entre 1 a 10  $\mu\text{m}$ , em colônias ou filamentos multicelulares até 200 $\mu\text{m}$  de tamanho. Muitas espécies possuem vesículas de gás – inclusões citoplasmáticas – que permitem a regulação da flutuabilidade. Essas estruturas são importantes ecologicamente para as espécies planctônicas, pois possibilitam ajustar sua posição vertical na coluna de água. (WALSBY, 1987).

A capacidade de crescimento nos mais diferentes meios é uma das características marcantes das cianobactérias. Várias espécies vivem em solos e rochas, onde desempenham um importante papel nos processos funcionais do ecossistema e na ciclagem de nutrientes. Entretanto, os ambientes de água doce são os mais importantes para o crescimento de cianobactérias, visto que a maioria das espécies apresenta melhor crescimento em águas neutro-alcálicas, com pH entre 6 e 9, temperatura entre 15 e 30°C e alta concentração de nutrientes, principalmente, nitrogênio e fósforo.

Em geral, as cianobactérias apresentam tolerância a condições de baixa concentração de oxigênio (STAL, 2000). Algumas espécies toleram níveis de sulfato livre, muito maiores, do que aqueles tolerados pela maioria das algas eucarióticas. (PADAN e COHEN, 1982). Outra característica que algumas espécies possuem é a alta tolerância à radiação ultravioleta-B e -C. (CASTENHOLZ e GARCIA-PICHEL, 2000). A presença ou ausência do heterocito é

uma característica importante para a identificação de alguns gêneros. Algumas espécies são estrategistas, sob condições de boa oxigenação da água, mesmo sem apresentar heterocito, fixam o nitrogênio. (STAL, 2000).

Essas são algumas das razões que explicam o sucesso das florações de cianobactérias nos diferentes ambientes de água doce e marinho. Segundo Yunnes *et al* (2003), cerca de 300 espécies de cianobactérias já foram descritas como formadoras de florações nesse ambientes.

### 3.1.2 Florações de Cianobactérias Tóxicas

As interações entre fatores físicos, químicos e biológicos favorecem o intenso crescimento das cianobactérias na superfície da água, formando uma densa camada de células com vários centímetros de profundidade. Segundo Yunnes *et al.* (2000), entre os fatores estão a baixa hidrodinâmica do ambiente, que propicia a deposição da forma resistente desse microrganismo (cistos e acinetos); a incidência de luz solar (fotossíntese); o pH entre 7,8 e 8,0; a temperatura da água  $\geq 20^{\circ}\text{C}$ ; a razão nitrogênio e fósforo (N:P) entre 10:1 e 16:1 e a disponibilidade de nutrientes e metais essenciais. Conforme a mesma fonte, o processo de eutrofização dos corpos d'água eleva a incidência dessas florações.

Atualmente, sabe-se que alguns gêneros e espécies de cianobactérias que formam florações produzem potentes toxinas e, dentro de uma mesma espécie, podem existir cepas produtoras e não produtoras de toxinas. Entre os gêneros que apresentam espécies tóxicas que formam florações, cita-se: *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Microcystis*, *Nodularina* e *Oscillatoria*. (CHORUS & BARTRAM, 1999).

A presença de florações de cianobactérias pode gerar diversos problemas, de acordo com o ambiente no qual elas se desenvolvem. Em águas de abastecimento público, além de causarem alteração de sabor e de odor da água, devido à produção de compostos aromáticos como a geosmina e o 2-metil-isoborneol (MIB), e provocar a obstrução de filtros nas estações de tratamento, algumas espécies liberam toxinas hidrossolúveis. Estima-se que mais de 50% das florações são tóxicas. (DI BERNADO, 1995).

Sant'Anna & Azevedo (2000) relatam que até 2000 já tinham sido identificadas no Brasil 20 espécies de 14 gêneros de cianobactérias tóxicas. O monitoramento de mananciais revelou a presença e o desenvolvimento de florações de algas nocivas em águas de abastecimento público da região sul do Brasil, nos estados do Paraná (PR) e Rio Grande Sul (RS) e, ainda, na região sudeste, no estado de São Paulo (SP), onde se verificou o

desenvolvimento de cianobactérias produtoras de toxinas. (YUNES *et al.*, 1996; 2000; 2003; CONTE *et al.*; 2000; LAGOS *et al.*, 1999). Isso exige um maior investimento das companhias de saneamento, bem como das diversas indústrias locais, para garantir a potabilização da água.

Verificou-se nesses locais a presença da cianobactéria tóxica, em especial a *Cylindrospermopsis raciborskii*, como também no estado de Santa Catarina, na Lagoa do Peri, em 1999 (LAUDARES – SILVA, 1999; KOMARKOVA, 1999; MATTHIENSEN & BARBOSA, 2003; MONDARDO, 2004; SENS, *et al.*; 2005; GRELLMANN, 2006) e nordeste do país (BOUVY *et al.*, 1999). Além disso, as florações dessa espécie têm sido registradas em diversos países, como Austrália, Hungria, França, Estados Unidos, México e Tailândia. (BERNARD *et al.*, 2003).

### 3.1.3 *Cylindrospermopsis raciborskii*

Pertencente à ordem Nostocales, segundo Padisak (1997), a *Cylindrospermopsis raciborskii* é considerada uma das mais importantes espécies de cianobactérias. Caracteriza-se por apresentar tricomas atenuados nas extremidades, heterocito apical, acineto próximo da extremidade do tricoma, separado do heterocito terminal por duas ou três células vegetativas e a presença de aerótopos. A *Cylindrospermopsis raciborskii* foi descrita, em 1912, por Woloszynska, após ser encontrada em elevadas densidades numa pequena lagoa em Java, na Indonésia, durante os anos de 1899-1900. Mas o gênero *Cylindrospermopsis* só foi estabelecido em 1972, por Seenavva e Subba Raju. Depois disso, a espécie já foi detectada em regiões tropicais e subtropicais de todos os continentes e mais recentemente em regiões temperadas da América do Norte e da Europa.

Durante o século XX, a *Cylindrospermopsis raciborskii* se expandiu em corpos d'água em todo o mundo, inclusive no Brasil. Apresenta uma ampla diversidade de habitats: lagos, lagoas, reservatórios, tanques de aquicultura e rios com variáveis níveis de trofia e tolerando elevadas concentrações salinas. Muitos dos mecanismos fisiológicos e ecológicos, que fazem da *Cylindrospermopsis raciborskii* uma espécie invasora, não foram ainda suficientemente esclarecidos. Por enquanto, seu sucesso ecológico é atribuído a diversos fatores, tais como: a capacidade de migração na coluna d'água, a tolerância à baixa luminosidade, a capacidade de estocar e utilizar posteriormente o fosfato, o baixo requisito de nitrogênio, a fixação de nitrogênio, a resistência à predação e a tolerância à salinidade.

Nas regiões tropicais e subtropicais, a *Cylindrospermopsis raciborskii* pode ocorrer durante todo o ano, em lagos profundos, estratificados, sendo os picos máximos de densidade verificados nos meses mais quentes. Nas zonas temperadas, normalmente, a espécie surge, em lagos rasos, nos meses mais quentes do ano, fato esse atribuído à temperatura do sedimento ( $\pm 22^{\circ}\text{C}$ ) ser adequada à germinação dos acinetos. Acreditava-se que, independentemente da latitude, a população de *Cylindrospermopsis raciborskii* crescia e aumentava somente em águas mornas ( $\geq 25^{\circ}\text{C}$ ). Contudo, nos últimos anos, a adaptação evolucionária observada para temperaturas frias nas águas européias e norte-americanas não podem ser negligenciadas, especialmente, porque houve a máxima taxa de crescimento em temperaturas inferiores a  $20^{\circ}\text{C}$  na Áustria, em 1996; na Alemanha, em 1997; nos Estados Unidos, em 2001 e no Brasil, em 1999, mais precisamente em Santa Catarina, na cidade de Florianópolis, onde foi encontrada elevada densidade durante o inverno, em temperaturas de  $15^{\circ}\text{C}$ . (LAUDARES-SILVA, 1999).

No Brasil, na última década, tem sido observado grande aumento de ocorrência da espécie, em diferentes regiões brasileiras (BRANCO e SENNA, 1991,1994; BOUVY *et al.*, 1999; CONTE *et al.*, 2000; YUNES *et al.*, 2003, 2000,1996; LAUDARES-SILVA,1999; MONDARDO, 2004; SENS *et al.*, 2005).

A espécie foi considerada não tóxica até novembro de 1979, quando ocorreu uma epidemia de hepatoenterite (hepatotoxina - cylindrospermopsina) na Ilha de Palm (Austrália), envolvendo 148 pessoas, as quais beberam água do Solomon Dam (captação para abastecimento público), tratada com  $\text{CuSO}_4$  para o controle da espécie. Os extratos tóxicos não ficaram restritos à Austrália. Foram também detectados em muitas localidades da Hungria e Ásia Central e nos Estados Unidos.

O potencial toxicológico, somado ao invasivo comportamento, faz dessa espécie uma das cianobactérias mais estudadas, tanto do ponto vista ecológico como de saúde pública.

De acordo com vários autores (LAGOS *et al.*, 1999; YUNNES, 2003), a *Cylindrospermopsis raciborskii* pode produzir mais de um tipo de toxina. Entre as toxinas produzidas por essa espécie de cianobactéria estão a cilindrospermopsina (CYN) e algumas variantes de saxitoxina (STXs). Proença *et al.* (1998a) destacaram a predominância da produção de saxitoxinas nas florações de *Cylindrospermopsis raciborskii* na região sul do Brasil.



### 3.1.4 Função e classificação das cianotoxinas

As toxinas de cianobactérias, conhecidas como cianotoxinas, constituem uma grande fonte de produtos naturais tóxicos produzidos por esses microrganismos. Embora, ainda não estejam devidamente esclarecidas as causas da produção dessas toxinas, algumas delas são caracterizadas por suas ações rápidas, que se manifestam na forma de tontura e perda de coordenação motora, podem ocasionar paralisação dos músculos da respiração, causando morte por parada respiratória, após poucos minutos de exposição à água. Elas têm sido identificadas como alcalóides ou organofosforados neurotóxicos. As que atuam menos rapidamente e são identificadas como peptídeo ou alcalóides hepatotóxicos causam sintomas como diarreia e aumento do fígado por hemorragia. Sintomas iniciais semelhantes aos de gastroenterite, inflamação do estômago e intestinos, o que dificulta sua identificação, mas existe tratamento.

As cianotoxinas podem afetar a saúde humana através de dois vetores principais: pelo contato direto através da pele ou por ingestão de água ou alimento contaminado. Essas toxinas apresentam mecanismos tóxicos específicos em vertebrados e são classificadas, de acordo com o modo de ação, em: neurotoxinas (anatoxina-a, anatoxina-a(s), saxitoxinas (Paralytic Shellfish Poisoning – PSP)), hepatotoxinas (microscistinas, nodularina, cilindrospermopsina) e endotoxinas ou dermatotoxinas (lipopolissacarídeos, lingbiatoxinas e aplisiatoxinas). Uma mesma espécie de cianobactéria pode produzir diversas cianotoxinas simultaneamente, porém, algumas são dominantes e caracterizam cada cepa. Geralmente as toxinas se apresentam dentro das células, sendo liberadas apenas com a lise celular, seja pela utilização de algicida ou na fase senescente da floração.

Estudos realizados em laboratório, onde foram feitas medidas das toxinas, tanto na fração intra como extracelular, mostraram que, nas culturas em fase de crescimento logarítmico, menos de 10 a 20 por cento do total de toxinas é extracelular. (SIVONEN, 1990; RAPALA *et al.*, 1997). À medida que as células entram na fase estacionária, o aumento na taxa de morte celular pode levar a um aumento dessa fração dissolvida. A maioria dos estudos demonstra que as cianobactérias produzem mais toxinas sobre condições favoráveis ao seu desenvolvimento. (CHORUS & BARTRAM, 1999).

Estudos também demonstraram que os fatores físicos e químicos podem provocar alterações na toxicidade ou na quantidade de toxina de uma determinada espécie. Diversos casos de mortes por envenenamento de animais como gado, cavalos, porcos, ovelhas, cães, peixes e invertebrados, devido à exposição às toxinas produzidas pelas cianobactérias, já

foram relatados (CHORUS, 2002; CHORUS & BARTRAM, 1999; FALCONER, 1999; SAKER *et al.*, 1999; CODD, 1995; CARMICHAEL, 1994; CUNHA, 2004), inclusive de seres humanos.

No Brasil, o caso do Instituto de Doenças Renais (LDR) da cidade de Caruaru, localizado a 134 km de Recife (PE), foi o incidente de maior repercussão, em que 54 pessoas morreram com sinais de hepatotoxicidade, em fevereiro de 1996 (Pouria *et al.*, 1998). A Tabela 1 apresenta os diversos tipos de cianotoxinas, seus órgãos alvo em vertebrados e os organismos produtores.

Tabela 1 Principais gêneros de cianobactérias produtoras de toxinas que representam risco à saúde humana

Gêneros	Toxinas	Estrutura Química	Tecido/Órgão Alvo
Anabaena	microscistina, anatoxina-a, anatoxina-a(s), saxitoxina, neosatoxina	peptídeo, alcalóide	Fígado, SNC
Microcystis	Microcistina	peptídeo	Fígado
Oscillatoria	microcistina, anatoxina-a, debromoaplisiatoxina	peptídeo, alcalóide	Fígado, tumores epiteliais
Planktothrix	microcistina, anatoxina-a, aplisiatoxina, lingbiatoxina	peptídeo, alcalóide	Fígado, SNC, tumores epiteliais
Nostocales	Microcistina	peptídeo	Fígado
Nodularia	Nodularina	peptídeo	Fígado
Cylindrospermopsis	cilindrospermopsina, saxitoxina, neosatoxina	alcalóide	Fígado, rins, SNC
Umezakia	Cilindropermopsina	alcalóide	Fígado, rins
Aphanizomenon	cilindropermopsina, anatoxina-a, anatoxina-a(s), saxitoxina, neosaxitoxina	alcalóide	Fígado, rins, SNC
Lyngbya	Saxitoxina, neosaxitoxina	alcalóide	SNC, tumores epiteliais
Schizothrix	aplisiatoxina, lingbiatoxina, debromoaplisiatoxina	alcalóide	Tumores epiteliais
Todos	Lipopolissacarídeo	LPS	Pele/febre

LPS – lipolissacarídeo; SNC – sistema nervoso central.

Fonte: Modificado de Chorus e Bartram, 1999.

De acordo com os autores (LAGOS *et al.*, 1999; SANT'ANNA, 2003; YUNNES, 2003), a *Cylindrospermopsis raciborskii* pode produzir mais de um tipo de toxina. Dentre elas, estão a cilindropermopsina e algumas variantes de saxitoxinas.

Jardim *et al* (2001) relataram a ocorrência de cilindropermopsina em amostras de seston no reservatório que abastece a cidade de Alfenas, Minas Gerais.

As florações tóxicas de *Cylindropermopsis raciborskii*, até hoje identificadas em diferentes ecossistemas aquáticos do Brasil, apresentam efeitos neurotóxicos em bioensaios com camudongo. (MARINHO *et al.*, 2005).

Em nosso país, a análise de saxitoxinas, em amostras de água para consumo humano, está se tornando de extrema importância. Foi observado em vários mananciais de abastecimento, desde da região norte até a região sul do país, um grande aumento da ocorrência de cepas do espécie *Cylindropermopsis raciborskii*, produtoras dessas toxinas. Estudos feitos por Sens *et al.* (2005) mostram que a espécie *Cylindropermopsis raciborskii*, encontrada no manancial Lagoa do Peri, na cidade de Florianópolis, produziu no mês de abril de 2005 um valor de 5,4 µg/L de equivalentes de saxitoxina em suas águas.

### 3.1.5 Alcalóide Hepatotóxico - cilindropermopsina

Os alcalóides são compostos orgânicos que contêm nitrogênio em seus anéis heterocíclicos e ocorrem naturalmente. O nome “similar a álcali” deve-se ao fato de diversos deles serem de natureza básica, formando sais quando em contato com ácidos. (ROBINSON, 1981; CUNHA, 2004).

As cilindropermopsinas é um alcalóide guanidínico, ligado a um hidroximetil uracil (Figura 1), produzido pelas espécies *Cylindropermopsis raciborskii*, *Umezakia natans* e *Aphanizomenon ovalisporum*. Na forma pura, essa toxina ataca principalmente o fígado, induzindo a sintomas patológicos nos rins, timo e coração. É uma citotoxina que bloqueia a síntese de proteínas, cujo primeiro sintoma físico de intoxicação é a falha dos rins e do fígado, podendo atacar também os pulmões e o intestino. (CUNHA, 2004). Estudos toxicológicos indicam que a inibição da síntese de proteínas se dá provavelmente pela ligação de um metabólito ativado de cilindropermopsina ao DNA (SHAW *et al*, 2000; TERA0 *et al.*, 1994, CUNHA, 2004). Os sintomas podem se manifestar após diversos dias da exposição. (FALCONER, 1997).

A DL<sub>50</sub> em camundongos via intraperitoneal é de 2100µg.kg<sup>-1</sup> p.c., em 24 horas e 200µg.kg<sup>-1</sup> p.c., em 5 dias. (WHO, 1999; TERA0 *et al.*, 1994, CUNHA, 2004). Novas variantes têm sido identificadas, entre elas a demetoxi-cilindropermopsina (CHORUS & BARTRAM, 1999) e a deoxi-cilindropermopsina (LI *et al.*, 2001).

As cilindrospermopsinas são altamente solúveis em água e relativamente estáveis no escuro, não sendo suscetíveis a variações de pH nem temperaturas elevadas (50°C). Sob a luz do sol e na presença de pigmentos celulares, a quebra da estrutura ocorre rapidamente, degradando mais de 90% em até 48 horas (CHISWELL *et al.*, 1999, CUNHA, 2004).

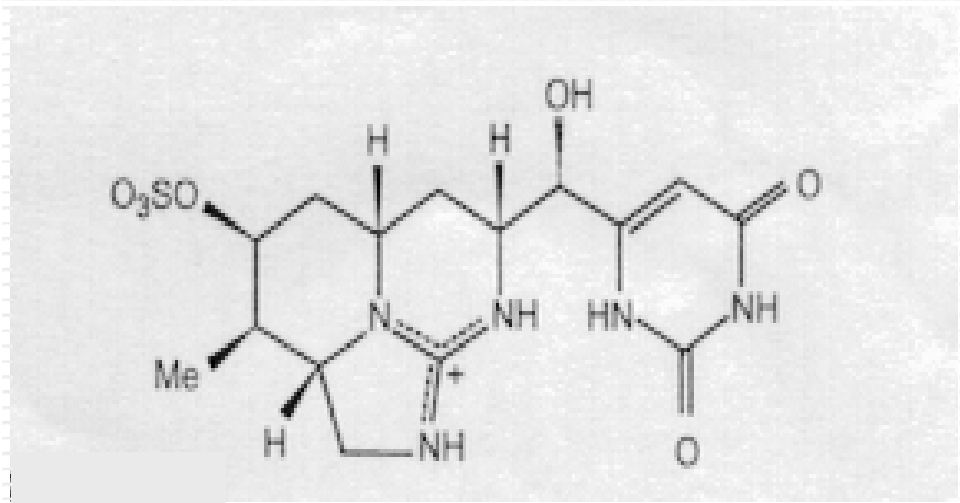


Figura 1: Estrutura da cilindrospermopsina.

Fonte: Chorus & Bartram, 1999.

### 3.1.6 Alcalóide Neurotóxicos – saxitoxinas

As neurotoxinas já identificadas podem ser divididas em três grupos: anatoxina-a e homoanatoxina-a; anatoxina-a(s) e saxitoxinas. As saxitoxinas são, na realidade, um grupo de alcalóides neurotóxicos também conhecidos como “toxinas paralisantes de mariscos” - PSP, tendo sido primeiramente isoladas de dinoflagelados marinhos, responsáveis pela ocorrência de marés vermelhas.

As cianobactérias *Aphanizomenon flos-aquae*, *Lyngbya lvollei*, *Anabaena circinalis*, *Planktothrix spp* e *Cylindrospermopsis raciborskii* foram identificadas como produtoras dessas toxinas. Quando há rompimento celular, esses compostos são liberados e facilmente solubilizados no meio aquoso, tornando-se disponíveis à biota. (CHORUS & BARTRAM, 1999).

Alguns gêneros de bactérias (*Pseudomonas*, *Alteromonas* e *Acinetobacter*) e dinoflagelados (*Alexandrium (Gonyaulax)*, *Gymnodinium* e *Pyrodinium*) apresentam espécies já identificadas como produtoras dessas toxinas, sendo capazes de transferi-las através da cadeia trófica. (MICHAUD *et al.*, 2002; LEVASSEUR *et al.*, 1996; SHIMIZU, 1993).

Dessa forma, tem-se como resultado da filtração contínua dos bivalves – tais como moluscos e ostras – grandes quantidades de microalgas tóxicas do plâncton, as quais podem

ser ingeridas, promovendo a concentração das toxinas, principalmente, nas glândulas digestivas, transformando-as em vetores de intoxicação de predadores, inclusive para o homem, visto que o cozimento ou congelamento dos organismos afetados não degrada a toxina bioacumulada. (LAGOS, 2002; MARUYAMA *et al.*, 1983, CUNHA, 2004). A PSP produzida por cianobactérias, também, pode se acumular em filtradores de água doce. (CHORUS & BARTRAM, 1999).

#### 3.1.6.1 Fisiologia da ação das saxitoxinas

Para secretar a acetilcolina ou qualquer outro neurotransmissor, os neurônios devem primeiro ser excitados, gerando um estímulo elétrico. Esse impulso elétrico se propaga ao longo do axônio, através do fluxo de íons sódio, nos canais existentes na membrana, liberando o neurotransmissor para estimular o músculo. (CUNHA, 2004).

Os canais de sódio são os responsáveis pela geração do potencial de ação com a despolarização celular em membranas de neurônios e células eletricamente excitáveis (HODGKIN & HUXLEY, 1952). Sabe-se que os canais de sódio do cérebro de mamíferos são constituídos pelas subunidades  $\alpha$ ,  $\beta_1$  e  $\beta_2$ , e os dos músculos esqueléticos, por um complexo das subunidades  $\alpha$  e  $\beta_1$ . (CATTERALL, 2000, CUNHA, 2004).

A STX interfere na comunicação entre neurônio e células musculares (Figura 2). Essas toxinas bloqueiam os canais de sódio, impedindo a secreção da acetilcolina e a transmissão de impulsos nos nervos periféricos e músculos esqueléticos. (CARMICHAEL, 1994). Noda *et al.* (1989) verificaram que, para a ligação das PSP ao canal de sódio, é necessária a presença do resíduo de ácido glutâmico 387, localizado entre os segmentos 5 e 6 do primeiro conjunto da subunidade  $\alpha$ , do lado externo da membrana. Os sítios de ligação das PSP no canal contêm grupos funcionais carregados negativamente, que atuam na seletividade iônica deste. (TERLAU *et al.*, 1991, CUNHA, 2004).

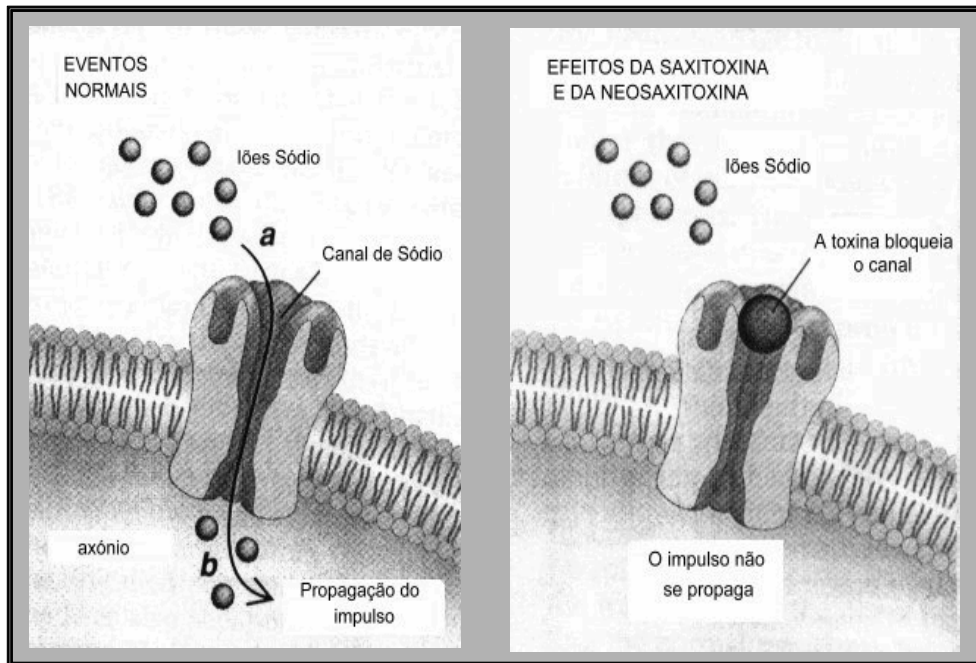


Figura 2: Ação das saxitoxinas sobre os canais de sódio.

Fonte: Adaptado de Carmichael, 1994.

As diferenças estruturais entre a saxitoxina e suas variantes geram diferentes afinidades pelo receptor celular, conseqüentemente, suas toxicidades tornam-se também distintas. (LAGOS, 2002). Em bioensaio com camundongos (AOAC, 2000), alguns sinais característicos da ação das PSP, como dispnéia, são descritos, além de outros efeitos como depressão respiratória, causando efeitos sobre o sistema nervoso central e periférico. (CHORUS & BARTRAM, 1999).

As toxinas paralisantes podem ser detectadas por sintomas, que são principalmente neurológicos e caracterizados por leve entorpecimento dos lábios, sensação de queimação na boca e garganta, vertigens, fraqueza, perda da coordenação motora e paralisia muscular e respiratória. (CUNHA, 2004). Outros sintomas associados à intoxicação são citados, tais como: náusea, vômitos, sensação de boca e garganta secas, além de taquicardia. Isso ocorre em até cinco minutos após a contaminação, e, em casos fatais, a morte pode ocorrer em até 12 horas, caso contrário, a desintoxicação total do organismo ocorre de 1 a 6 dias (CDC, 1991). Essa mesma referência cita a morte de um homem no Alasca, no ano de 1990, duas horas após ter consumido mexilhão contaminado. Da mesma forma, 256 pessoas foram afetadas e 10 morreram na Venezuela, em que episódios de intoxicação têm ocorrido desde 1977. (SÁNCHEZ *et al.*, 1999; CUNHA, 2004). Em 1987, na Guatemala, 187 pessoas apresentaram sintomas neurológicos de envenenamento por PSP, sendo que 26 destas vieram a falecer. (Rodrigue *et al.*, 1990). Segundo Lagos (1998), a florações de algas tóxicas resultaram na

morte de 26 pessoas no Chile, desde 1972, devido ao possível consumo de molusco contaminado com PSP.

A dose letal (DL) em humanos ainda não é conhecida. Diante disso, os diversos valores citados abrangem uma ampla variação de níveis baseados principalmente em intoxicações ocorridas pelo consumo de alimento contaminado. (ACRESS & GRAY, 1978; PRAKASH *et al.*, 1971). Van Egmond *et al.* (1993) apresentaram, em levantamento realizado na Europa, registros de dose letal entre 6 e 24,8 $\mu\text{g.kg}^{-1}$  p.c. de equivalentes de saxitoxina (eq.STX), e enfermidades que foram causadas por doses de 2,8 a 33  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  p.c. de eq.STX, considerando-se indivíduos adultos de 50kg.

Nenhum medicamento ainda foi aprovado para uso no caso de intoxicação por PSP, sendo o tratamento apenas sintomático, o que torna relevante a prevenção da intoxicação pelo monitoramento da presença de algas tóxicas. (CUNHA, 2004).

A Figura 3 e a Tabela 2 apresentam a estrutura química geral da saxitoxinas e os tipos de saxitoxinas caracterizadas a partir de diferentes cepas de cianobactérias.

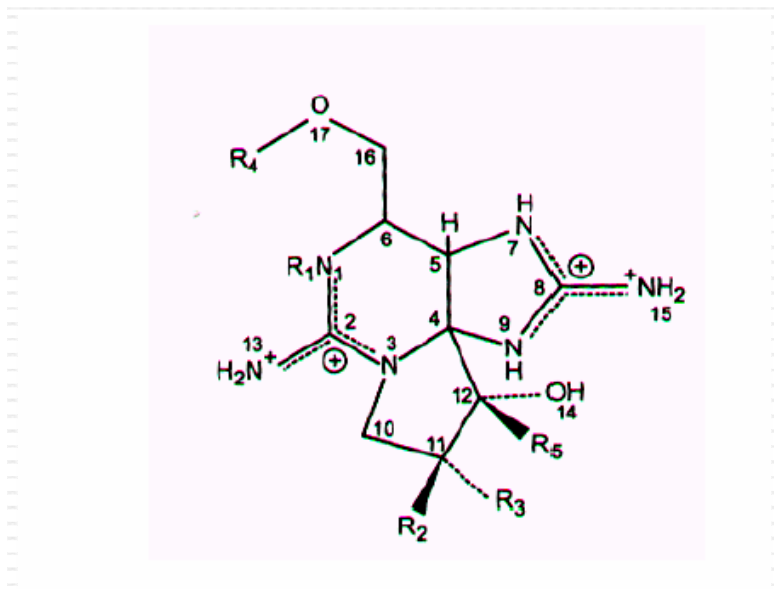


Figura 3: Estrutura geral das saxitoxinas

Fonte: Extraído de Chorus & Bartram, 1999.

Tabela 2 Estruturas das saxitoxinas caracterizada a partir de diferentes cepas de cianobactérias

Toxina	Massa Molecular (g. mol <sup>-1</sup> )	R1	R2	R3	R4
STX	301,31	H	H	H	CONH <sub>2</sub>
Neo-STX	317,31	OH	H	H	CONH <sub>2</sub>
dcSTX	258,28	H	H	H	H
dcNeo-STX	274,28	OH	H	H	H
GTX 1	412,36	OH	OSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	H	CONH <sub>2</sub>
GTX 4	412,36	OH	H	OSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	CONH <sub>2</sub>
GTX 2	396,36	H	OSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	H	CONH <sub>2</sub>
GTX 3	396,36	H	H	OSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	CONH <sub>2</sub>
GTX 5 (B1)	380,36	H	H	H	CONHSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
GTX 6 (B2)	396,36	OH	H	H	CONHSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
dcGTX 1	369,33	OH	OSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	H	H
dcGTX 4	369,33	OH	H	OSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	H
dcGTX 2	353,33	H	OSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	H	H
dcGTX 3	353,33	H	H	OSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	H
C1	475,41	H	OSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	H	CONHSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
C2	475,41	H	H	OSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	CONHSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
C3	491,41	OH	OSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	H	CONHSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
C4	491,41	OH	H	OSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	CONHSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>

Dc = decarbamoil.

Fonte: Modificado de Chorus & Bartram, 1999.

Essas cianobactérias, sob pH neutro, apresentam carga líquida 2<sup>+</sup>, 1<sup>+</sup> e carga nula, respectivamente (OSHIMA, 1995). Entretanto, as toxinas produzidas variam conforme a espécie e o ambiente no qual elas se encontram (LEHANE, 2000). Os grupos guanidina e hidroxila são essenciais para ligação aos canais de sódio e, quanto maior a carga líquida, maior a toxicidade. (CUNHA, 2004).

### 3.1.6.2 Degradação das saxitoxinas

As saxitoxinas apresentam uma estabilidade química e uma degradação microbiológica bastante diferentes nos ambientes aquáticos. Em temperaturas ambiente e no escuro, sofrem uma série de lentas reações de hidrólise química.

Jones & Negri (1997) descrevem modelos de degradação das toxinas paralisantes produzidas por *Anabaena circinalis*, sob temperatura de 25°C, dentre os cinco tipos relatados para ambiente marinho:

1 - Hidrólise do grupo carbamoil ou N-sulfocarbamoil para formar decarbamoil análogos (SULLIVAN *et al.*, 1983; OSHIMA, 1993; CEMBELLA *et al.*, 1993; NEGRI & JONES, 1995; NEGRI *et al.*, 1997):



GTX 2 → dc-GTX 2    C1 → dc-GTX 2

GTX 3

GTX 5 → dc-STX

2 - Hidrólise (dessulfonação) de grupos N-sulfocarbamoil para formar carbamatos análogos (CEMBELLA *et al.*, 1993; BRICELJ *et al.*, 1991):

GTX 5 → STX

C1 → GTX 2

C2 → GTX 3

3 - Clivagem redutiva do grupo C<sub>11</sub>-sulfato para formar dessulfato análogo (SHIMIZU & YOSHIOKA, 1981; KOTAKI *et al.*, 1985; OSHIMA, 1993; CEMBELLA *et al.*, 1993; NEGRI *et al.*, 1995):

GTX 2 → STX    C1 → GTX 5

GTX 3            → STX    C2 → GTX 5

4 - β → α epimerização (BRICELJ *et al.*, 1991; OSHIMA *et al.*, 1990; LASSUS *et al.*, 1992; OSHIMA, 1993; NEGRI *et al.*, 1997):

GTX 3 → GTX 2

dc-GTX 3 → dc-GTX 2

C2 → C1

5 - Redução do grupo N<sub>1</sub>-OH (Shimizu & Yoshioka, 1981; Kotaki *et al.*, 1985; Oshima *et al.*, 1990; Oshima, 1993):

GTX 1 → GTX 2    GTX 6 → GTX 5

GTX 4 → GTX 3    Neo-STX → STX

A degradação das toxinas ocorre lentamente, de semanas a meses, sob pH neutro e temperatura de 25°C, principalmente, através da reação de dessulfocarbamoilação das C-

toxinas (reação tipo 1), que causam um aumento da toxicidade e, ainda, pela reação de epimerização (tipo 4), a qual não causa grandes alterações no potencial tóxico da amostra. (JONES & NEGRI, 1997, CUNHA, 2004). Sato *et al.* (2000) propuseram uma reação de transformação das GTX em Neo-STX, na presença de tióis, como a glutatona presente no meio celular. Fervura por tempo prolongado (de 30-60 minutos) também mostrou eficiência na degradação desses compostos. (JONES & NEGRI, 1997).

As saxitoxinas são solúveis em água e metanol e estáveis por no mínimo um ano em solução ácida, sob temperatura de 4°C (LOUZAO *et al.*, 1994a), sendo altamente sensíveis ao pH alcalino. (INDRASENA & GILL, 1999, CUNHA, 2004).

Segundo Indrasena & Gill (2000), todas elas são estáveis sob baixo pH (3-4) e temperatura de -35°C, sendo as C-toxinas as mais suscetíveis a variações fora dessas condições, seguidas pela GTX1 e GTX4. A labilidade dessas substâncias permite conversões, seja através de reações enzimáticas nos moluscos ou químicas, pelas condições de armazenamento e manipulação dos alimentos ou amostras. (CUNHA, 2004). Assim, o aquecimento por curto período de tempo em condições ácidas converte as toxinas sulfocarbamatos (B1, B2, C1-C4) de baixa toxicidade em toxinas carbamato (STX, Neo-STX e GTX1-GTX4) de alta toxicidade (NAGASHIMA *et al.*, 1991). Porém, o aquecimento em condições alcalinas pode transformá-las nos correspondentes análogos decarbamoilados de toxicidade intermediária (FERNÁNDEZ *et al.*, 2002; CUNHA, 2004). Após o processo de liofilização, são instáveis, principalmente, a neo-saxitoxina (ALFONSO *et al.*, 1994) e as C-toxinas C1-C4 (LOUZAO *et al.*, 1994b; CUNHA, 2004).

Shimizu (1984) mostrou que toxinas de menor potencial tóxico, como as C-toxinas, podem se converter em formas altamente tóxicas, como as goniautoxinas que, por sua vez, podem também ser convertidas em estruturas ainda mais tóxicas, como a neo-saxitoxina e a saxitoxina, por aquecimento em meio ácido.

### 3.1.6.3 Método de análise de saxitoxinas

Existem diversos métodos para detectar e quantificar as cianotoxinas, porém esses métodos apresentam diferenças entre si, tanto no grau de sofisticação quanto com relação ao tipo de informação que fornecem. Os métodos analíticos se baseiam nas propriedades físico-químicas das cianotoxinas, como o peso molecular, cromóforos e reatividade devido à presença de certos grupos funcionais nas moléculas. (CUNHA, 2004). Além disso, a

seletividade e a sensibilidade são parâmetros importantes que devem ser levados em consideração na escolha de métodos para análise de cianotoxinas. (HARADA *et al.*, 1999).

O método mais usual proposto pela Organização Mundial da Saúde - "Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management", Editado por Chorus & Bartram (WHO, 1999) - para a determinação da concentração de saxitoxinas é o da cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE), com derivatização pós-coluna e detecção por fluorescência, o qual foi descrito por Oshima *et al.* (1995) e WHO (1999).

O método foi desenvolvido inicialmente para análises de saxitoxinas no ambiente marinho, particularmente em mariscos, mas posteriormente se mostrou também adequado para amostras dessa toxina produzida por cianobactérias. Apesar de ser o método mais difundido no momento, a disponibilidade de padrões analíticos para todas as variantes de saxitoxina é limitada.(CUNHA, 2004).

#### 3.1.6.1.3 Cromatografia líquida de alta eficiência (HPLC/CLAE)

A cromatografia líquida de alta eficiência se tornou a técnica mais utilizada para separação e detecção das saxitoxinas, visto os excelentes níveis de sensibilidade e de reprodutibilidade apresentados. (CUNHA, 2004). As toxinas são detectadas por fluorescência após passarem por processo de oxidação, antes da separação cromatográfica, dito derivatização pré-coluna ou após a passagem na coluna, método de derivatização pós-coluna. É considerada uma importante técnica de separação, constituindo-se por instrumentos bastante sofisticados. A fase móvel é eluída sob altas pressões em pequenas colunas recheadas, podendo separar diversos compostos presentes em diferentes tipos de amostras, em até poucos minutos, com alta resolução, eficiência e sensibilidade. Uma das vantagens é que independe da volatilidade ou estabilidade térmica, diferente da cromatografia gasosa, sendo necessário apenas que a amostra seja solúvel na fase móvel. As variedades de detectores que podem ser acoplados possibilitam que uma ampla variedade de compostos seja determinada, fornecendo um registro da composição do efluente saída da coluna. (CUNHA, 2004).

O detector de fluorescência é um dos mais sensíveis atualmente, podendo detectar quantidades da ordem de picograma ( $10^{-12}$  g). Possui um filtro primário que deixa passar somente o comprimento de onda definido para excitação, e um filtro secundário para eliminar

o comprimento de onda excitante e deixar passar o comprimento de onda emitido pela amostra. (CUNHA, 2004).

Dois métodos baseados na técnica de CLAE com separação por fase-reversa são bastante utilizados para análise de saxitoxinas e detectam as toxinas após derivatização por oxidação. (CUNHA, 2004). O objetivo da derivatização é formar uma estrutura molecular a qual o detector tenha alta sensibilidade ou ainda para aumentar a seletividade deste. Para detectores de fluorescência, a derivatização está baseada em reação com compostos não-fluorescentes, gerando derivados fluorescentes. (JEFFERY *et al.*, 1989; CUNHA, 2004). Os métodos em questão envolvem a derivatização das toxinas antes da separação na coluna cromatográfica (FLYNN & FLYNN, 1996; LAWRENCE *et al.*, 1995) ou pós-coluna (OSHIMA 1995):

- método de derivatização pré-coluna - a derivatização pré-coluna consiste em derivatizar os compostos de interesse antes da injeção no sistema cromatográfico. Possíveis interferências devido ao excesso de reagentes e subprodutos da reação são apontadas como as principais desvantagens desse método. (JEFFERY *et al.*, 1989). Ainda, os reagentes utilizados para derivatização podem causar a diminuição do tempo de vida útil da coluna cromatográfica. (CUNHA, 2004);
- método de derivatização pós-coluna - a derivatização pós-coluna ocorre após a eluição dos compostos de interesse da coluna cromatográfica. A reação precisa ser rápida e não deve haver resposta do detector a qualquer excesso do derivatizante. A desvantagem seria a necessidade de outros equipamentos associados à linha cromatográfica para adição dos reagentes derivatizantes. (CUNHA, 2004).

Lawrence & Ménard (1991) desenvolveram um trabalho comparativo dos métodos de pré e pós-derivatização de saxitoxina, no qual concluíram que a pós-derivatização forneceu melhor resposta, devido à sensibilidade deste em detectar inclusive as N-1-hidroxitoxinas (Neo-STX, GTX 1 e GTX 4). Com isso, a escolha da técnica cromatográfica ideal para separação de determinada amostra tem que levar em consideração as propriedades do composto de interesse, tais como a massa molecular, a solubilidade e a estrutura química.

Cunha (2004) apresenta uma conversão dos dados de cromatografia líquida em valores de toxicidade, preconizado pela Portaria 518/MS/04 para água de abastecimento

público. Como a Portaria 518 expressa o Valor Máximo Permitido (VMP) das saxitoxinas em microgramas por litro de equivalentes de saxitoxina ( $3\mu\text{g/L}$  eq. STX), faz-se necessária uma conversão dos resultados obtidos das toxinas individualmente por cromatografia, para um valor que represente a toxicidade total da amostra na forma da variante mais tóxica, ou seja, a saxitoxina. Para tanto, utiliza-se a toxicidade de cada variante em relação à da saxitoxina (Tabela 3), cujos valores foram obtidos através de bioensaio com camundongos, usando-se toxinas purificadas. (HALL *et al*, 1990, CUNHA, 2004). O valor obtido por cromatografia ( $C_i$ ) deve ser utilizado na equação:

$$\text{eq. STX} = \sum_{i=1}^n C_i * T_i (\mu\text{g/L})$$

Onde:  $C_i$  = concentração da toxina em microgramas por litro ( $\mu\text{g/L}$ )

$T_i$  = toxicidade relativa da toxina

Tabela 3 Valores em ordem decrescente de toxicidade relativa das saxitoxinas

Toxina	Toxicidade relativa	Concentração equivalente a $3\mu\text{g/L}$ eq. STX/L ( $\mu\text{g/L}$ )
STX	1,0000	3
GTX1	0,9940	3,02
Neo-STX	0,9243	3,25
GTX 4	0,7261	4,13
GTX3	0,6379	4,70
dc-STX	0,5131	5,85
dc-GTX 3	0,3766	7,97
GTX 2	0,3592	8,35
dc-GTX2	0,1538	19,51
C2	0,0963	31,15
GTX 6 (B2)	0,0644	46,58
GTX 5 (B1)	0,0644	46,58
C4	0,0576	52,08
C3	0,0133	225,56
C1	0,0060	500,00

Fonte: Adaptado de Hall *et al* (1990), Melo Filho (2006).

Dessa forma, pode-se observar a importância de um método de análise sensível e seletivo para a avaliação da presença das saxitoxinas, vista a disparidade entre os valores de potencial tóxico de cada variante. (CUNHA, 2004). Os métodos de detecção das saxitoxinas CLAE se encontram limitados pela indisponibilidade de aquisição dos padrões das diferentes variantes, permitindo a verificação de apenas algumas saxitoxinas, porém as mais potentes.

### 3.2 REMOÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS NO TRATAMENTO DE ÁGUA

As cianobactérias podem afetar seriamente o sistema de tratamento de água, seja na liberação de metabólitos que conferem sabor e odor, em sua toxicidade ou na obstrução dos filtros. O tratamento de águas com elevadas concentrações de cianobactérias tóxicas – quando realizado de forma inadequada – pode não ser eficiente na remoção das cianotoxinas ou mesmo favorecer sua liberação para a massa d'água. As toxinas, em geral, encontram-se dentro das células viáveis de cianobactérias, sendo apenas uma pequena fração liberada para o meio líquido. Com a ocorrência da lise celular, por decaimento natural ou por algum fator externo, como a ação de produtos químicos, a toxina intracelular é significativamente liberada para a coluna d'água. (AZEVEDO e BRANDÃO, 2003). O potencial dessas toxinas no impacto adverso à saúde humana requer que elas sejam removidas da água de abastecimento antes do uso.

Assim, os processos e as sequências de tratamento de água de abastecimento público devem ser analisados em função da sua capacidade de remover células viáveis das cianobactérias – sem promover a lise celular – e da capacidade de remover a fração dissolvida das cianotoxinas.

Muitas estratégias para remoção de cianobactérias e de cianotoxinas da água estão sendo investigadas por muitos pesquisadores. Nicholson *et al.* (1994) relatam que a microcistina LR e a nodularina podem ser removidas da água por cloração. Porém, se a cloração for usada em altas concentrações, tornam-se impraticáveis, produzindo subprodutos indesejáveis como os trihalometanos, que podem também causar efeito adverso à saúde de humanos.

Tsuji *et al.* (1995) relatam a remoção de *Microcystis* da água pela radiação ultravioleta (U.V) num comprimento de onda próximo a 238 nm. A Irradiação U.V oferece uma possível alternativa para cloração, entretanto, trata-se de uma técnica cara, além de não oferecer capacidade de residual de desinfecção.

Rositano *et al.* (1998) observaram uma redução na microcistina LR e na nodularina, utilizando o ozônio no tratamento. O estudo também detectou a destruição de hepatotoxinas e mostrou que o seu alcalino é menos efetivo. O carvão ativado e granular tem se mostrado eficiente na remoção de toxinas na água. (FALCONER *et al.*, 1989; LAMBERT *et al.*, 1996). Entretanto, segundo Donati *et al.* (1994), a remoção pode ser inibida pelos compostos orgânicos encontrados naturalmente na água.

Mutisor e Trimboli (1996) estudaram a nanofiltração e verificaram a remoção das toxinas. Os autores apontam como desvantagem dessa técnica o custo da manutenção para que as células não obstruam os filtros durante uma floração de cianobactérias.

### 3.2.1 Estudos experimentais na remoção de cianobactérias e cianotoxinas

São muitos os estudos que envolvem a remoção de cianobactérias e cianotoxinas nos últimos anos. Sendo assim, neste tópico serão abordados alguns estudos, de acordo com os principais processos de tratamentos encontrados na literatura técnica.

Estudos desenvolvidos por Sens *et al.* (2002) mostram os resultados de um conjunto de ensaios, em que a remoção de fitoplâncton obtida foi de 40% para a peneira de malha de 50 $\mu$ m, e de 50%, para a peneira de malha de 25 $\mu$ m. Mouchet e Bonnélye (1998) obtiveram taxas de remoção de 40 a 70% para duas espécies de cianobactérias, por micropeneiras. As espécies menores e as células isoladas ou as pequenas colônias de *Microcystis* são pouco retidas, isto é, muitas vezes não chegam a 10%.

Estudos feitos com membrana indicam que a microfiltração e a ultrafiltração podem remover até 98% de células tóxicas. (CHOW *et al.*, 1997, citados por CHORUS & BARTRAM, 1999). A utilização de osmose reversa na tentativa de eliminar toxinas de cianobactérias em águas naturais, com uma concentração inicial de 70 a 130 $\mu$ g /L, apresentou níveis de retenção na ordem de 96 a 99%. (NEUMANN, 1998, citado por CHORUS & BARTRAM, 1999).

Mierzwa (2006) realizou experimentos em escala piloto com um equipamento de ultrafiltração de membrana enrolada em espiral, cuja água de estudo vinha de um reservatório de abastecimento localizado na região metropolitana da cidade de São Paulo. Durante os ensaios, a concentração de células de cianobactérias na água bruta oscilava entre 10<sup>2</sup> e 10<sup>3</sup> cel/mL. A água tratada não apresentou sinais de células, mas, em algumas ocasiões, apresentou traços de microcistina em concentrações próximas ao limite de detecção do método, que foi de 0,1  $\mu$ g/L.

Falconer *et al.* (1989) avaliam a remoção de toxinas por carvão ativado, em pó e granular, e os resultados obtidos sugerem que o carvão ativado é capaz de remover cianotoxinas, sozinho ou combinado ao tratamento convencional. Hart *et al.* (1997) ressaltam que a efetividade do carvão ativado em pó é altamente dependente do tipo e da dosagem aplicada.

Experimentos realizados mostraram que, para o tipo de carvão mais efetivo, dosagens superiores a 20mg/L foram necessárias para atingir remoções maiores que 85%.

Bruchet *et al.* (1998) relataram que a competição entre outras matérias orgânicas e as cianotoxinas pode refletir na eficiência de adsorção do carvão ativado granular. A presença de altas concentrações de outras substâncias saturaria o carvão ativado, podendo ocorrer o "transpasse" de concentrações significativas de toxinas. De acordo com Brandão e Silva (2006), o uso da adsorção em carvão ativado indica que, tanto o CAP, quanto o CAG são eficientes na remoção de toxinas de cianobactérias.

A utilização do carvão ativado no tratamento de água tem apresentado elevados níveis de remoção e até mesmo a remoção total de cianotoxinas, quando empregado isoladamente ou de forma complementar ao tratamento convencional. Os autores ainda afirmam que as experiências internacionais estão concentradas no uso do carvão ativado na remoção de microcistinas e que há poucos estudos do uso do carvão ativado com outros tipos de cianotoxinas.

De acordo com Di Bernardo *et al.* (2006), a pré-cloração é muitas vezes usada para minimizar problemas operacionais associados ao crescimento de microrganismos nas unidades de uma estação de tratamento de água. Com pequenas doses de cloro, podem-se reduzir odor e sabor, além de prevenir o crescimento de bactérias e algas nos decantadores e filtros. Porém, o cloro livre tem sido inadvertidamente usado em muitas estações de tratamento de água para promover a pré-oxidação de substâncias húmicas, o que tem causado a formação de subprodutos halogenados, como os trihalometanos que são danosos ao ser humano. Os autores também ressaltam que na matéria orgânica natural (MON), as microalgas e as cianobactérias e seus metabólitos, inclusive suas toxinas, são os principais precursores desses compostos halogenados nocivos ao homem. Estudos realizados mostram que, sob certas condições, a remoção pode chegar a 93%. (HART *et al.*, 1997, CHORUS & BARTRAM, 1999). Em águas com alta concentração de matéria orgânica, o processo se mostra ineficiente na remoção de determinadas espécies. Conforme Vianna (1975), concentrações de 1mg/L de cloro inicial, com residual de 0,6mg/L, depois de um tempo de contato de 40 minutos, provocam inibição total de microalgas da espécie *Chlorella vulgaris* e cianobactérias. Pesquisas reportam que doses substanciais de 5mg/L de cloro foram ineficazes na destruição de toxinas dos extratos de microalgas e cianobactérias, como as medidas em bioensaios do camundongo. (HOFFMAN, 1976, citado por CHORUS & BARTRAM, 1999).

Lambert *et al.* (1996), observaram que a cloração promoveu a insignificante redução de níveis microcistinas de 0,3 a 0,5µg/L em águas tratadas. Rositano *et al.* (1994) mostram



que a cloração pode ser muito eficaz na destruição de microcistinas LR e nodularina, sob corretas condições de tratamento, por exemplo, cloro residual livre de 0,5mg/L, depois de 30 minutos de tempo de contato, com pH menor que 8.

Carlie (1994) e Hart *et al.* (1997) apresentam testes com uma variedade de oxidantes, usando águas com níveis de microcistinas dissolvidas ou anatoxinas dissolvidas de 5 a 10µg/L. Nos testes com cloro, foram usadas doses de 1,7mg/L, para obter um residual livre de 0,7mg/L, após 30 minutos. Estudos australianos têm demonstrado que as remoções da cilindrospermopsina podem ser obtidas com dose de 1 a 2mg/L de cloro, com pH entre 6 e 7,5 e cloro residual livre de 0,5mg/L. Cuidados devem ser tomados nos procedimentos de cloração para evitar a formação de níveis excessivos de trialometanos.

Estudos preliminares de Rositano *et al.* (1998) indicam, por meio de testes de bioensaio com camundongos, em grupo da saxitoxinas, que a toxicidade abaixa com o aumento da dose de ozônio. A eficiência do ozônio na destruição de cianobactérias tóxicas é esperada, mas, no entanto, depende das características da água. Segundo Keijola *et al.* (1988), Himberg *et al.* (1989), Rositano *et al.* (1994), Rositano *et al.* (1998) e Hart *et al.* (1997), a ozonização mostrou ser um processo efetivo para a destruição de ambas as microcistinas intra e extracelular e pode, rapidamente, destruir por completo as microscistinas, nodularinas e anatoxinas.

Estudos recentes feitos na Austrália mostram que o ozônio é eficaz na remoção de um grupo de toxinas PSP e cilindropermopsina, mas chamam a atenção para os procedimentos de emprego do ozônio a fim de evitar uma exposição ocupacional dos níveis tóxicos no ar. Melo Filho (2006) estudou em escala piloto a avaliação da ozonização como pré ou pós-tratamento à filtração direta, descendente na remoção de cianobactérias e saxitoxinas.

Em relação à remoção de cianobactérias, o melhor desempenho foi obtido com a ozonização empregada como pré-tratamento. As concentrações iniciais de células de cianobactérias variaram entre  $10^5$ - $10^6$  cel/mL, e de cianotoxinas, em torno de 3,2 µg/L eq. STX/L. A taxa média de remoção de cianobactérias na pré-ozonização, seguida de filtração direta descendente, foi de 99,6%, o que correspondia a um residual em torno de  $4,4 \times 10^3$  células/mL de *C. raciborskii* na água tratada. Os resultados apontaram também que a pré-ozonização em composição com a filtração direta descendente foi mais eficiente na remoção de saxitoxinas.

A concentração média de saxitoxinas na água tratada foi de 0,02 µg/L equivalente de STX/L, que é inferior ao valor recomendado pela portaria nº 518 do Ministério da Saúde.

Segundo Mondardo (2004), a pré-ozonização seguida da filtração direta descendente demonstrou ser uma excelente alternativa para o tratamento de água com elevadas concentrações de microalgas e cianobactérias, removendo 100% de quase todas as espécies encontradas nos ensaios, menos da espécie *Pseudoanabaena sp*, que se mostrou mais resistente, sendo removidos 99,7%.

Conforme Falconer *et al.* (1989), uma dosagem de alumínio de 120mg/L sozinho e em combinação com polieletrólitos removeu aproximadamente 20% da toxicidade da floração neurotóxica da *Anabaena circinalis*. Hart *et al.* (1997) relatam que – em experimentos realizados no Water Research Centre (WRC), na Inglaterra – a coagulação com sulfato de alumínio reduziu significativamente a concentração total de microcistina LR (hepatotoxina). Entretanto, a remoção se deu em função da remoção de células e não como resultado da remoção da microcistina extracelular. Segundo os autores, nos experimentos realizados com células intactas de *Microcystis*, não houve evidências de que a coagulação pudesse causar a lise das células e a liberação da toxina intracelular.

Keijola *et al.* (1988), a partir de experimentos com filtração lenta, observaram a remoção substancial, tanto de hepatotoxina produzidas pela *M.aeruginosa*, como de neurotoxina produzida pela *A.flos-aquae*. Atribui-se a efetividade da filtração lenta à ação biológica desse tipo de filtro.

Hrudey *et al.* (1999) destacam que estudos realizados na Austrália, envolvendo a pré-filtração em pedregulho e filtração lenta, mostraram que a remoção de *M.aeruginosa* e *Oscillatoria* se deu por meios físicos e biológicos. Esses resultados são consistentes com as observações de Hart *et al* (1997), sobre os benefícios da atividade biológica na eficiência do carvão ativado granular.

Estudos realizados por Tangerino *et al* (2006) mostraram os resultados dos ensaios de filtração lenta em escala piloto, com a cianobactéria *C. raciborskii* na concentração de  $10^6$  cel/mL. Os autores obtiveram índices de remoção das células acima de 1 log, relatam que não foi detectada ocorrência significativa de transpasse das células, devido à morfologia filamentosa das células dessa espécie. Os autores afirmaram que o filtro lento colmatou rapidamente, apresentando evolução rápida da perda de carga, indicando a necessidade de uma pré-filtração em material granular.

### 3.3 FILTRAÇÃO DIRETA DESCENDENTE

A filtração direta é uma técnica de tratamento na qual a água coagulada ou floculada é encaminhada diretamente ao filtro, sem passar pelo decantador. A filtração direta ocorre em filtros de escoamento ascendente ou descendente.

A Filtração Direta Descendente (FDD) pode ser realizada basicamente de duas formas: sem pré-floculação – na qual o sistema é composto por unidade de mistura rápida, encaminhando a água coagulada direto ao filtro – e com pré-floculação, que é composta por unidades de mistura rápida, de floculação e de filtro. Sua aplicação depende fortemente da qualidade da água bruta, principalmente, com relação aos parâmetros cor e turbidez, podendo haver outras características que dificultem o processo de coagulação/floculação, como, por exemplo, a presença de microalgas e cianobactérias.

Kawamura (2000) – citado em Pádua (2001), Di Bernardo *et al.*(2003) e Dalsasso (2005) – propõe parâmetros gerais que podem ser utilizados como critério de pré-seleção da tecnologia de tratamento a ser adotada numa ETA, em função da qualidade da água bruta. A Tabela 4 apresenta as propostas sugeridas pelos respectivos autores.

Tabela 4 Parâmetros gerais de qualidade da água para o emprego da tecnologia de tratamento a ser adotado numa ETA.

Parâmetros	Di Bernardo <i>et al.</i> (2003)		Kawamura (2000)		
	FDD	FDA	FDD ou FDA	FAD seguida de filtração	Ciclo completo
<b>Turbidez (uT)</b>	90% ≤ 10 95% ≤ 25 100% ≤ 100%	90% ≤ 10 95% ≤ 25 100% ≤ 100%	< 20	< 100	< 3000
<b>Cor verdadeira (uH)</b>	90% ≤ 20 95% ≤ 25 100% ≤ 50%	90% ≤ 20 95% ≤ 25 100% ≤ 50%	< 20	< 100	< 1000
<b>Sólidos suspensos (mg/L)</b>	95% ≤ 25 100% ≤ 50%	95% ≤ 25 100% ≤ 50%	-	-	-
<b>Alcalinidade (mg CaCO<sub>3</sub>/L)</b>	-	-	< 200	< 300	< 500
<b>Dureza (mg CaCO<sub>3</sub>/L)</b>	-	-	< 150	< 200	< 700
<b>Ferro (mg/L)</b>	-	-	< 0,5	< 0,6	< 2,0
<b>Manganês (mg/L)</b>	-	-	< 0,1	< 0,1	< 0,5
<b>COT (mg/L)</b>	-	-	< 2,5	< 5,0	< 7,0
<b>Sabor e odor (NLO)</b>	-	-	< 4,5	< 5,0	< 10,0
<b>Alga (UPA/mL)</b>	500	500	< 10 <sup>3</sup>	< 10 <sup>4</sup>	< 10 <sup>4</sup>
<b>Giárdia (100 L)</b>	-	-	< 3	< 5	< 20
<b>Cryptosporidium(100L)</b>	-	-	< 1	< 3	< 10
<b>E. coli (NMP/100mL)</b>	500 <sup>1</sup>	500 <sup>1</sup>	-	-	-
<b>Coliformes totais (n° /mL) (sic)</b>	1000 <sup>1</sup>	1000 <sup>1</sup>	< 10 <sup>3</sup>	< 10 <sup>4</sup>	< 10 <sup>6</sup>
<b>Taxas de filtração (m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d)</b>	200 a 600	160 a 240	-	-	-

Fonte: Sugestão de Kawamura (2000, citado por Pádua, 2001); Di Bernardo *et al* (2003) e Dalsasso (2005).

NOTAS: FDD (Filtração direta descendente), FDA (Filtração direta ascendente), FAD (flotação por ar dissolvido), COT (carbono orgânico total), NLO (número limiar de odor), UPA (unidade padrão de área). O tratamento de ciclo completo inclui processo de abrandamento. Recomenda-se a adoção de pré-sedimentadores, quando estiver previsto o valor de turbidez da água bruta superior a 1.000 uT. Em geral, a qualidade da água bruta para emprego da filtração lenta é a mesma daquela recomendada para a filtração direta. <sup>1</sup> Limites mais elevados podem ser adotados com o emprego de pré-desinfecção.

Além da qualidade da água bruta, quando se adota a tecnologia da filtração direta, é de extrema relevância a realização de estudos para definir as condições de coagulação, como o tipo e dosagem dos produtos químicos, as condições de mistura rápida (tempo e gradiente de velocidade) e a eventual necessidade da unidade de floculação, caso essa se faça necessária. Além disso, a taxa de filtração, o tipo, a granulometria e a espessura do meio

filtrante, o método de limpeza e de operação dos filtros, também, influenciam no desempenho das ETAs, em que é empregada a filtração direta.

A filtração direta, quando utilizada no tratamento de água, pode apresentar as seguintes vantagens: menores custos de implantação, manutenção e operação - já que não há necessidade de construir unidades de decantação ou flotação - podendo-se, em alguns casos, dispensar até os floculadores. Além disso, na filtração direta se utiliza menor dosagem de produto químico destinado à coagulação, reduzindo os custos com o tratamento e disposição final do lodo gerado na ETA.

Di Bernardo *et al.* (2003) apresentam como desvantagens da filtração direta a dificuldade de se tratar águas com cor e turbidez elevadas; o curto tempo de detenção hidráulica na ETA, que dificulta ao operador tomar medidas corretivas, quando for observada alteração brusca na qualidade da água, não possibilitando o tempo de contato necessário para o emprego de produtos químicos, tais como os destinados à oxidação de substâncias orgânicas. Deve-se ressaltar que a temperatura da água pode influir de modo decisivo no desempenho da filtração direta. À medida que diminui a temperatura da água, reduz-se a velocidade das reações químicas durante a coagulação e aumenta-se a possibilidade de ocorrência de transpasse durante a filtração

Amirtharajah (1988) menciona que a filtração direta é o sistema mais econômico de tratamento de águas com baixa turbidez ( $< 50$  uT), como as de lagos, quando necessitam de baixas dosagens de coagulante ( $< 15$  mg/L) para tratamento. Segundo Wiesner *et al.* (1987), citado em Pádua (2001), essa tecnologia é particularmente indicada nos casos em que a concentração de partículas na água bruta é inferior a 10 ou 20 mg/L.

Cleasby (1990) faz menção a um relatório da *American Water Works Association*, no qual é citado que uma água ideal para ser tratada pela filtração direta deve apresentar cor  $< 40$  uH, turbidez  $< 5$  uT, concentração de algas  $< 2000$  UPA/mL, concentração de ferro  $< 0,3$  mg/L e concentração de manganês  $< 0,05$  mg/L. O autor ainda menciona que, durante os períodos de maior concentração de alga, é sugerido o limite de 7 uT, no caso de ser usado somente sulfato de alumínio e de 11 uT quando for empregado polímero catiônico.

Edzwald *et al.* (1987) apresentam como fator limitante para o emprego da filtração direta a concentração de carbono orgânico total na água bruta, recomendando que seja menor ou igual a 5 mg/L. Os mesmos autores relatam que, em geral a filtração direta tem sido utilizada para águas com baixa turbidez (20 a 30 uT), baixa cor (inferior a 40 uH) e baixa concentração de algas. Conforme Di Bernardo (1993), muitos pesquisadores limitam a turbidez e o teor de sólidos suspensos na água bruta a ser tratada por filtração direta a 25 uT e

a 50 mg/L, respectivamente, embora picos de turbidez de até 100 uT possam ocorrer, desde que por tempo inferior a 12 h.

Treweek (1979) faz referência às ETAs de filtração direta, capazes de produzir efluente filtrado com turbidez inferior a 1 uT, mesmo quando a água bruta apresenta turbidez de 60 uT.

Brandão *et al.* (1996) sugerem que – quando se garante o mecanismo de coagulação por adsorção–neutralização de carga, pelo ajuste do pH e por dosagem ótima de coagulante – pode-se obter alta eficiência de tratamento por filtração direta para águas com elevadas concentrações de microalgas e cianobactérias.

É importante lembrar que a eficiência da filtração direta, em qualquer situação, é altamente dependente da condição ótima de coagulação. Entretanto, a curta duração das carreiras de filtração pode inviabilizar esse tipo de tratamento.

Buscando uma solução para melhorar a eficiência de remoção de microalgas e cianobactérias na ETA de filtração direta de Notmeir-Walen (Bélgica), Janssens *et al.* (1988, citado por AZEVEDO e BRANDÃO, 2003) avaliaram a eficácia da adoção de diferentes processos como etapa preliminar de tratamento, a saber: pré-cloração, pré-ozonização e flotação. Os estudos feitos em escala piloto mostraram que todos os pré-tratamentos testados foram capazes de melhorar a eficiência da filtração direta, uma vez que permitem remoções significativas de microalgas e cianobactérias nesses processos, reduzindo a carga de sólidos que chega ao filtro.

### **3.3.1 Estudos experimentais de remoção de cianobactérias e cianotoxinas, envolvendo a filtração direta**

Himberg *et al.* (1989), baseados em estudos de experimentos em escala de laboratório, relataram que o tratamento envolvendo a coagulação/floculação, filtração direta e cloração não foi capaz de promover a remoção significativa de hepatotoxinas, oriundas de espécies tóxicas dos gêneros de *Microcystis* e *Oscillatoria*. Os autores destacaram ainda que, em alguns experimentos, a sequência de tratamento apresentou remoção de toxina igual a zero ou negativa, sugerindo que toxinas podem ter sido liberadas durante a coagulação/floculação.

Estudos comparativos desenvolvidos em escala piloto do *Water Research Centre* (JOHNSON *et al.*, 1977) mostram que a eficiência de remoção de microalgas por filtração direta era inferior à eficiência de remoção obtida por meio dos processos que envolvem a sedimentação antes da filtração. Entretanto, a filtração direta, em situações específicas,

principalmente quando precedidas de pré-cloração, apresentaram valores comparáveis aos obtidos na sedimentação/filtração. Ainda, segundo a pesquisa, o aumento da dosagem de coagulante (sulfato de alumínio) não alterou de forma significativa a remoção de microalgas pelo processo convencional, mas provocou efeitos benéficos na remoção por filtração direta.

Petrusevsky *et al.* (1996) estudaram a pré-oxidação com permanganato de potássio (KMnO<sub>4</sub>), coagulação com sulfato férrico e um polímero catiônico e a filtração direta pelo filtro de múltiplas etapas. Os resultados mostram que a eficiência de remoção de partículas e microalgas nessa sequência de tratamento é superior a 99%, enquanto a eficiência atingida na filtração direta é da ordem de 90%. Além disso, a aplicação de polímero catiônico previne o aumento de turbidez da água filtrada e reduz o teor de residual de manganês.

Os efeitos da pré-oxidação sobre a tratabilidade de águas eutrofizadas é também abordada por Lage Filho e Ferreira Filho (1997). Os autores conduziram experimentos em estação piloto, onde carreiras de filtração, com e sem pré-oxidação e cloro livre, foram realizadas em duas colunas de filtração – uma com antracito e areia, e outra, com carvão ativado granular e areia. A partir dos resultados obtidos, os autores concluíram que a pré-oxidação com cloro livre – ao promover a formação de flocos mais resistentes – atuou como um auxiliar de coagulação, proporcionando uma melhor remoção de cor aparente e uma melhor remoção de carbono orgânico total e substâncias húmicas, oriundas de matéria orgânica decomposta, por exemplo, as microalgas, independentemente do tipo do meio filtrante utilizado. Observaram, também que, pela mesma razão, a pré-oxidação favoreceu um acúmulo de sólidos mais uniformes e melhor distribuídos ao longo do meio filtrante. Isso proporcionou menores taxas de crescimento da perda de carga nos filtros, o que é indicativo de carreiras de filtração com duração mais longa.

Mouchet e Bonnelye (1998) enfatizaram os excelentes resultados na remoção de microalgas e cianobactérias. Utilizaram a pré-ozonização antes da filtração direta, atingindo 99% da remoção. Mondardo (2004) também obteve acima de 99,5 % de remoção das cianobactérias, quando utilizou 2,0 mgO<sub>3</sub>/L na pré-ozonização, antes da filtração direta descendente.

Os processos que envolvem coagulação, quando otimizados e associados aos processos de separação sólido-líquido e/ou à pré-oxidação, podem remover de forma eficaz as células de cianobactérias. Entretanto, de acordo com Hart *et al.*(1997), vários estudos mostram que os processos (coagulação/floculação, sedimentação e filtração) não são efetivos na remoção das cianotoxinas.

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

Dos pontos levantados, verifica-se que a questão de remoção de cianobactérias e cianotoxinas é complexa. Dentre os processos de tratamento mais utilizados no Brasil, a sua vasta maioria está baseada em sequência de tratamento envolvendo a coagulação química, com particular predominância do tratamento convencional. Esses processos não são eficientes na remoção de cianotoxinas e, para serem eficientes na remoção de células viáveis de cianobactérias, necessitam de um bom controle operacional.

Dessa forma, fica clara a necessidade de melhoria nos projetos e na operação de estações de tratamento de água. Devido à obtenção de resultados positivos, com respeito à remoção de materiais retidos, microrganismos e a variedade de contaminantes químicos (CHORUS & BARTRAM, 1999), tem-se a expectativa de que a filtração em margem, particularmente dentro da sequência de filtração direta, é uma opção promissora no que tange à remoção, tanto de células viáveis de cianobactérias como de saxitoxinas. Entretanto, é evidente que esse tema necessita de um estudo aprofundado.

### **3.4 FILTRAÇÃO EM MARGEM**

A filtração em margem é um processo simples e que pode ser empregado como um pré-tratamento e, em alguns casos, como único tratamento antes da desinfecção na produção de água potável. Com amplo uso na Europa e nos EUA (KÜHN & MÜLLER, 2000), foi utilizada pela primeira vez, em 1810, pela Companhia do Reino Unido (Glasgow Waterworks), que construiu uma tubulação drenante, paralela ao rio de Clyde, para extrair água filtrada de sua margem. Mas foi, em meados do século XIX, que a filtração em margem foi adotada oficialmente na Europa para produzir água potável. (RAY, *et al.*, 2003). No Brasil, a filtração em margem não é geralmente aplicada para o abastecimento público, porém há casos em que a filtração em margem é utilizada inconscientemente como, por exemplo, no Alto-Vale do Itajaí, no Estado de Santa Catarina, no qual a população é acostumada a abastecer-se com água de boa qualidade, construindo poços normalmente de 1,2 a 1,5 m de



diâmetro ao longo dos rios Itajaí do Sul, Itajaí do Oeste, Itajaí do Norte, todos afluentes do rio Itajaí Açu (SENS, *et al.* (2006) - PROSAB 4).

A filtração em margem utiliza os materiais sedimentares das margens e do fundo de um manancial superficial como meio filtrante. Para isso, são construídos poços de captação em suas margens, que criam artificialmente uma diferença de nível entre o manancial e o lençol freático, induzindo o escoamento da água em direção ao poço. Os contaminantes presentes na água superficial são removidos nesse trajeto. A água que chega ao poço é, na maioria das vezes, uma mistura entre as águas infiltradas recentemente através das margens e a do lençol freático. A proporção dessa mistura dependerá principalmente da distância do poço até a margem e de suas características, da vazão bombeada e das condições hidrogeológicas locais.

Os poços construídos, na maioria dos casos, distanciam-se das margens dos mananciais de 15 a 50 m, mas pode-se encontrar poços com distâncias maiores de 100 a 150 m. A profundidade dos poços varia em relação ao nível do solo de 7 a 15 m, e a relação nível do solo/nível do lago é de 4 a 8 m, provocando um desnível entre o fundo do poço e o nível da água do lago de 3 a 7 m. Esse desnível aumenta em momentos de enchentes e, dependendo da vazão de bombeamento, parte da água vem provavelmente do lago e do lençol freático, que é alimentado por águas de chuvas.

Historicamente, há três tipos de poços usados para a filtração em margem, desde que a tecnologia foi estabelecida (SENS, *et al.* (2006) - PROSAB 4). As tecnologias mais empregadas são:

- poço de coletores horizontais ou poço coletor: tubulação central de grande diâmetro, cravado na terra com proteção de poços horizontais laterais cravados no depósito inconsolidado do aquífero, em muitos casos em depósitos aluviais abaixo de um rio ou de um lago. Esse sistema é usado tipicamente nos Estados Unidos para produção de água de abastecimento com fonte na água subterrânea ou na filtração da margem do rio;
- poço vertical ou poço tubular: poço perfurado verticalmente para baixo em uma camada suporte da água ou sob o leito de lago ou de um córrego. O poço vertical difere do poço de coletores horizontais por não ter os drenos laterais no fundo;
- poço escavado: poço raso, com grande diâmetro que, na maioria dos casos, é escavado manualmente, usando-se maquinário de pequeno porte ou por

ferramentas de mão. São tipicamente construídos para fonte de água residencial individual.

Os poços verticais e os poços de coletores horizontais foram utilizados pela primeira vez para a filtração em margem, na década de 1890, na Europa. Os poços refletiam os meios técnicos disponíveis daquele tempo. Já os poços escavados eram em forma cilíndrica e tinham diâmetros de 7 a 10 m, com a parede perfurada na parte mais baixa, com tijolos de alvenaria. A água subterrânea podia penetrar através da terra por meio da parede perfurada. (RAY, *et al.*, 2003).

As tecnologias de abertura e construção de poços foram desenvolvidas no fim do século XIX. Os poços escavados foram substituídos por poços tubulares com filtros, entretanto o equipamento usado para bombeamento de água sub-superficial era limitado. Somente as bombas de pistão, impulsionadas por motores a vapor, estavam disponíveis.

Os rendimentos dos poços verticais da época eram muito baixos, sendo comparados aos dos poços escavados. Surgiu então a técnica do tubo sifão, na Alemanha, para captar água em um grande número de poços de filtração vertical, usando somente uma bomba. Os sistemas de poços do tipo sifão, utilizados geralmente em aquíferos rasos, são conectados através de um distribuidor de descarga a uma ou mais bombas de sucção. (RAY, *et al.*, 2003).

Vale lembrar que, antes de selecionar a alternativa apropriada a ser utilizada no projeto dos poços, é necessária uma investigação hidrogeológica nos locais, onde serão implantados os poços. O processo da investigação tem como objetivos: avaliar as características hidráulicas de cada formação, selecionando os mais apropriados horizontes dentro da formação, para melhor instalar o poço; selecionar o método mais eficiente na instalação dos filtros dos poços, aumentando ao máximo o rendimento.

Outro fator importante é o modo pelo qual a água se move no solo. Esse movimento depende de três forças que agem sobre ela: a *adsorção*, que retém uma fina película de água em volta das partículas do solo, por atração molecular; a *capilaridade*, que retém ou move a água em pequenas aberturas, como resultado da tensão superficial; a *gravidade*, que move a água através dos poros maiores, por diferença de carga ou quando existe um gradiente hidráulico. A resultante dessas forças depende, em parte, da quantidade de umidade presente em relação ao espaço livre do material poroso.

Não são completamente conhecidos todos os fenômenos ou princípios envolvidos na filtração da água pelo solo. Sabe-se que o processo da percolação remove muitos contaminantes e poluentes e evita que alcancem o reservatório de água subterrânea ou o poço

de filtração em margem. Os principais processos envolvidos na filtração em margem são: filtração (coagem); biodegradação; sedimentação; adsorção; dispersão; mistura com águas subterrâneas (diluição).

A Figura 4 apresenta o funcionamento da filtração em margem através de um poço, do qual se extrai uma vazão  $Q$ , localizado próximo de um manancial superficial.

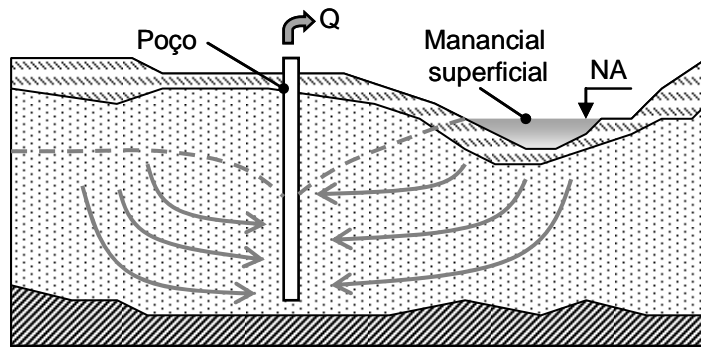


Figura 4: Esquema ilustrativo da filtração em margem.

Fonte: Sens, *et al.* (2006) - PROSAB 4.

A filtração em margem depende essencialmente das características do solo, tanto pela produtividade do sistema, como pelas características da água pretendida. As seguintes ações podem ocorrer durante a filtração em margem:

- hidrodinâmica: advecção, dispersão e difusão;
- mecânica: arraste de partículas nos espaços porosos;
- biológica: degradação da matéria orgânica e mineralização de substâncias secundárias;
- físico-química: adsorção, precipitação, complexação, oxiredução e troca iônica.

Segundo Soares, *et al.* (2006), os mecanismos dominantes no transporte de colóides em aquíferos são: advecção com o escoamento da água, dispersão, agregação e desagregação. Esses últimos são primeiramente relacionados com o tipo de solo e com a variabilidade da condutividade hidráulica.

Segundo Donald *et al.* (2006), para locação do sistema de filtração em margem, é importante levantar as seguintes informações sobre o tipo de solo:

- condutividade hidráulica: é recomendável que o valor seja pelo menos de 1 a 2 m/d;

- porosidade: quanto maior o tamanho dos grãos e o valor da porosidade, maior será a porosidade específica ou vazão específica do aquífero;
- análise granulométrica: quanto maior o tamanho dos grãos, maior será o tamanho dos poros;
- teor de matéria orgânica: a presença de camadas ou bolsões de solo com matéria orgânica pode conferir à água características indesejáveis como, cor, sabor e odor, presença de ferro, manganês, sulfetos e outros íons.

Essas informações devem ser buscadas por meio da realização de estudos envolvendo: sondagens, ensaios de permeabilidade, testes de bombeamento e ensaios laboratoriais para análise do material que forma o aquífero.

Existem alguns estudos em relação à remoção de cianobactérias e cianotoxinas através da filtração em margem. Entre eles, destacam-se os estudos de Lahti *et al.* (1998).

Os autores investigaram o desempenho em colunas de sedimento e de solo experimental para remoção de células e de toxinas de cianobactérias (microcistinas). As taxas médias de remoção de células e de toxinas foram 93,7 a 99,7% e 97,5 a 99,5% respectivamente, tanto para o solo experimental como para as colunas de sedimento.

Os autores também relatam que a remoção de microcistinas através da filtração em margem foi resultado dos processos de adsorção e biodegradação. Ressaltam, porém, que o desempenho desses processos é específico para cada local, dependendo das características do solo e da atividade microbiana.

A filtração em margem é um tratamento de água alternativo de baixo custo e eficiente para aplicações em água de abastecimento. Além da possível remoção dos contaminantes, há dois benefícios imediatos no uso dessa técnica: a diminuição do consumo de produtos químicos na desinfecção e na coagulação das águas, e a diminuição nos custos de operação das estações de tratamento de água.

### **3.4.1 Aplicação da filtração em margem**

A filtração em margem pode ser realizada de várias maneiras por meio de bateria de poços, trincheiras e túneis. A configuração do sistema dependerá de fatores como: a quantidade e a qualidade de água a ser extraída e das condições hidrogeológicas do local e adjacências. Na filtração em margem, a água extraída é uma mistura de duas frações: sendo

uma fração recentemente infiltrada – cuja idade irá depender da distância do poço até a margem, das características do solo e da água e das condições de bombeamento. A outra fração de maior tempo de residência é oriunda de recargas do aquífero próximas ou não do local de captação.

A taxa de infiltração é influenciada basicamente pelos seguintes fatores: características do aquífero (permeabilidade, porosidade e espessura); configurações do poço (profundidade, comprimento do elemento filtrante – ranhuras, vazão e período de bombeamento); localização da recarga (posição relativa do poço e distância até o corpo de água superficial próximo).

Modelos analíticos e numéricos são usados para estimar aspectos hidráulicos e para o transporte dos contaminantes durante a filtração em margem. (DONALD *et al.*, 2006). Portanto, estes podem necessitar de informações que nem sempre estão disponíveis ou pouco definidas a respeito do escoamento subterrâneo. Geralmente, os modelos são aplicados para uma das seguintes finalidades: determinar o tempo de percurso da água desde o manancial até o ponto de captação; determinar o rebaixamento do lençol freático e área de influência em função da vazão extraída e possíveis implicações com relação à intrusão salina, influência na vegetação e outros impactos ambientais (modelos tridimensionais); determinar a proporção da vazão infiltrada na margem em relação à vazão total extraída do(s) poço(s); determinar a redução da concentração dos contaminantes.

Dillon *et al.*, (2002) relatam que os dois fatores considerados mais importantes para qualidade da água captada por essa técnica são: o tempo de percurso da água no subsolo e a proporção de água infiltrada na margem em relação à vazão  $Q$  extraída do poço, ou seja, a relação  $q/Q$ , conforme pode ser visto na Figura 5. O primeiro fator está associado com a qualidade da água captada, enquanto o segundo está relacionado com a quantidade de água infiltrada através das margens e/ou fundo do manancial de superfície. A relação entre os dois fatores é a seguinte: para poços próximos de rios ou lagos, o tempo de percurso tende a ser pequeno, a qualidade da água inferior, e a relação  $q/Q$  elevada. Para poços mais afastados, o tempo de percurso aumenta, a qualidade da água tende a melhorar, e a relação  $q/Q$  diminuir.

#### 3.4.1.1 Tempo de percurso da água

Dillon *et al.*, (2002) utilizaram o Visual MODFLOW, que permite determinar o efeito da localização do poço e a taxa de bombeamento sobre a proporção de água infiltrada

em margem e o tempo mínimo de percurso da água até o poço de captação. Os resultados fornecidos são indicados para estudos de alternativas que precederam os estudos em sistemas piloto e investigações mais completas em campo, de onde poderão ser extraídas informações mais precisas que permitam alimentar modelos matemáticos mais elaborados e fazer simulações.

Na Figura 5, pode-se observar uma representação esquemática de captação em margem de rio, através de um único poço que penetra completamente na camada saturada do aquífero. Considere que: o sistema está em equilíbrio; o aquífero é homogêneo e não confinado; não existe uma camada semipermeável no fundo e paredes do leito do rio; a espessura e a porosidade da camada saturada são uniformes; a velocidade de escoamento da água subterrânea é pequena e pode ser ignorada. Assumindo essas condições, Dillon *et.al.* (2002) propuseram que o tempo mínimo de percurso da água até o poço pode ser estimado pela Equação 2.

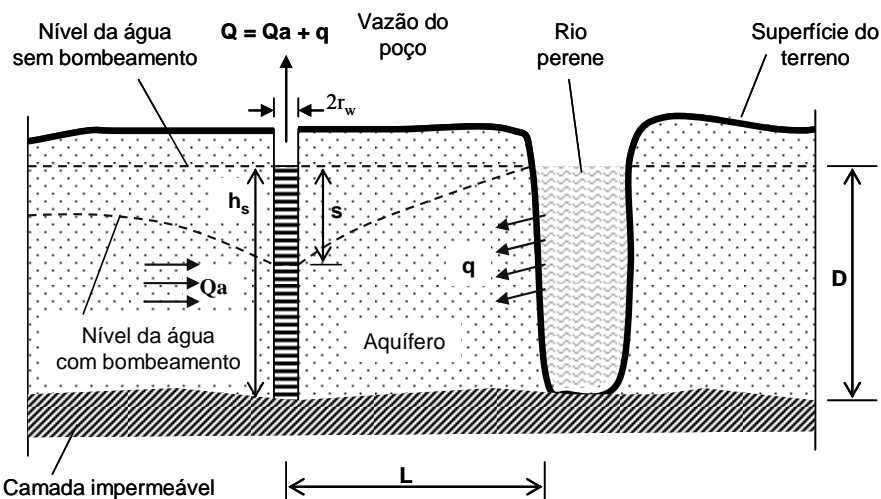


Figura 5: Seção transversal esquemática de um sistema de captação em margem de rio.

Fonte: Sens, *et al.* (2006) - PROSAB 4

$$t_{\min} = \frac{\pi \cdot D \cdot n_e \cdot L^2}{3 \cdot Q} \quad (2)$$

Onde:  $t_{\min}$  = tempo mínimo de percurso da água até o poço (d);  $D$  = altura média do aquífero saturado (m);  $n_e$  = porosidade efetiva do aquífero (relação entre o volume drenável ( $V_d$ ) e o volume total ( $V_t$ ));  $L$  = distância do poço até a margem (m);  $Q$  = vazão do poço ( $m^3/d$ ).

O tempo mínimo de percurso da água também pode ser determinado a partir da lei de Darcy da seguinte forma:

$$Q = K.I.A \quad (3)$$

Onde:  $K$  = condutividade hidráulica (m/d);  $I$  = gradiente hidráulico (m/m) =  $s/L$ , sendo  $s$  = abaixamento do nível freático medido dentro do poço de extração, após estabilização (m);  $A$  = área da secção de escoamento da água ( $m^2$ ).

Reescrevendo a Equação 3 resulta:

$$\frac{Q}{A} = K.I = v \quad (4)$$

Onde:  $v$  = velocidade de passagem da água pelo meio poroso (m/d)

Considerando que  $v = L / t_{\min}$  e  $I = s / L$  e substituindo na Equação 4 resulta:

$$t_{\min} = \frac{L^2}{K.s} \quad (5)$$

Tanto a Equação 2 quanto a equação 5 permitem determinar o tempo mínimo de percurso da água até o poço. Esse tempo deverá ser igual ou superior ao tempo de degradação do composto em questão para que se obtenha água com qualidade adequada ao fim que se destina. O tempo de degradação do composto irá depender de suas propriedades físicas, químicas, biológicas e de suas interações com o meio. No primeiro caso, conforme proposto por Dillon *et al.* (2002), o tempo é estimado em função da porosidade efetiva do solo, da vazão a ser explorada, da altura da camada saturada do aquífero e da distância do poço até a margem do manancial superficial. Portanto, não é necessário fazer ensaios de bombeamento para estimar o tempo de percurso da água. No segundo caso, ao se conhecer a permeabilidade do solo, que depende da porosidade efetiva, entre outros aspectos, medindo o abaixamento do lençol freático após estabilização, em função de uma vazão de bombeamento, e conhecendo a distância do poço até a margem do manancial superficial, determina-se  $t_{\min}$ .

### 3.4.1.2 Rebaixamento do nível freático

Para poços parcialmente penetrantes ( $h_s < D$ ) em aquífero não confinado, conforme Figura 5, o rebaixamento do nível freático pode ser obtido por meio da Equação 6, descrita em Todd (1967), com boa aproximação quando o rebaixamento é pequeno em relação à espessura  $D$  da camada saturada.

$$s = \frac{Q}{4.\pi.K} \left[ \frac{2}{h_s} \cdot \ln \frac{\pi h_s}{2r_w} + \frac{0,20}{D} \right] \quad (6)$$

Onde:  $h_s$  = altura do filtro (trecho do poço que permite entrada de água) (m);  $r_w$  = raio do poço (m).

Para poços completamente penetrantes ( $h_s = D$ ), o rebaixamento pode ser estimado com auxílio da Equação 7, proposta por C.F. Jacob (Yassuda e Nogami, 1978).

$$s = \frac{0,183.Q}{K.D} \log \frac{2,25.K.D.t}{r_w^2.n_e} \quad (7)$$

Ainda, segundo o último autor citado, a interferência entre poços bombeados simultaneamente ou não, pode ser observada na Figura 6 e tratada através da Equação 8.

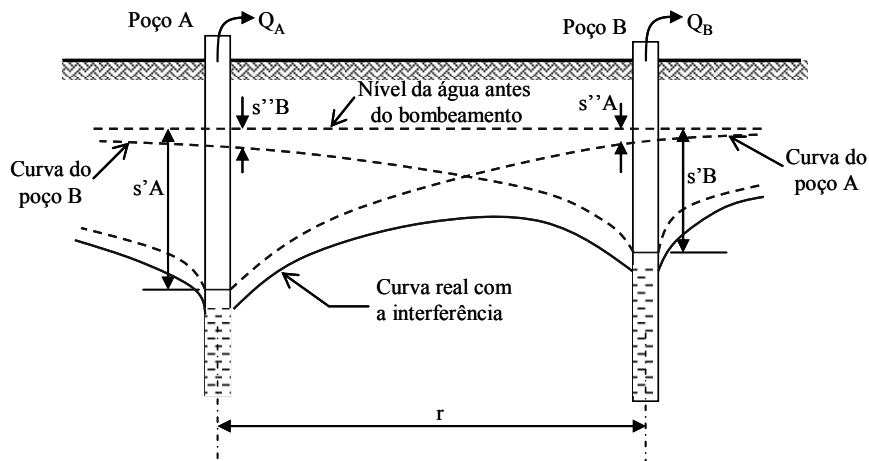


Figura 6: Esquema ilustrativo da interferência entre poços

Fonte: Sens, *et al.* (2006) - PROSAB 4

$$s'' = \frac{0,183.Q}{K.D} \log \frac{2,25.K.D.t}{r^2.n_e} \quad (8)$$



Onde:  $s''$  = interferência no rebaixamento do poço vizinho(m);  $r$  = distância entre os poços (m).

Considerando apenas o poço A, sendo bombeado, resulta:

$s'_A$  = rebaixamento de nível no próprio poço A (estimado pela Equação 7);

$s''_A$  = rebaixamento do nível no poço B, devido ao bombeamento do poço A (estimado pela Equação 8). O mesmo pode ser feito em caso de estar sendo bombeado apenas o poço B. Mas, se os dois poços estiverem sendo bombeado, o abaixamento total será a soma dos efeitos isolados. Chamando  $s_A$  e  $s_B$  os rebaixamentos resultantes nos poços A e B, respectivamente, vem:

$$s_A = s'_A + s''_B$$

$$s_B = s'_B + s''_A$$

Para o caso de mais de dois poços, também pode ser aplicado o raciocínio descrito.

### 3.4.1.3 Determinação da vazão infiltrada na margem

A estimativa da vazão infiltrada na margem é algo extremamente difícil de prever por meio de modelos matemáticos, pois depende de fatores complexos como a colmatação – associada às variações do nível e à qualidade da água no manancial – a degradação do material infiltrado no solo das margens e fundo dos mananciais, entre outros aspectos. A relação entre a vazão extraída do poço e a vazão infiltrada na margem, segundo Dillon *et al.* (2002), é dada pela Equação 9.

$$\frac{q}{Q} = \operatorname{erfc}\left(\frac{L}{\sqrt{4\alpha t}}\right) \quad (9)$$

Onde:  $q$  = vazão de infiltração induzida através da margem ( $\text{m}^3/\text{d}$ );  $\alpha$  = difusividade do aquífero ( $\text{m}^2/\text{d}$ ) = transmissividade / coeficiente de armazenamento. Para aquíferos não confinados  $\alpha = (K.D/n_e)$ , sendo  $K$  = condutividade hidráulica ( $\text{m}/\text{d}$ );  $t$  = tempo decorrido desde o início do bombeamento (d);  $\operatorname{erfc}$  = função complementar de erro de Gauss.

A solução da Equação 9 pode ser obtida através de ensaios de bombeamento, com ajuste dos dados pelo método dos mínimos quadrados. (ANDRADE, 2003). A partir daí, é possível fazer previsões para as condições do local de implantação do poço.

Para determinar a relação  $q/Q$ , Todd (1967), propõe-se uma solução gráfica representada pela Figura 7. O gráfico pode ser utilizado para aquíferos livres, desde que o

rebaixamento(s) medido (s) dentro do poço seja pequeno em relação à espessura saturada (D), conforme mostrado na Figura 5.

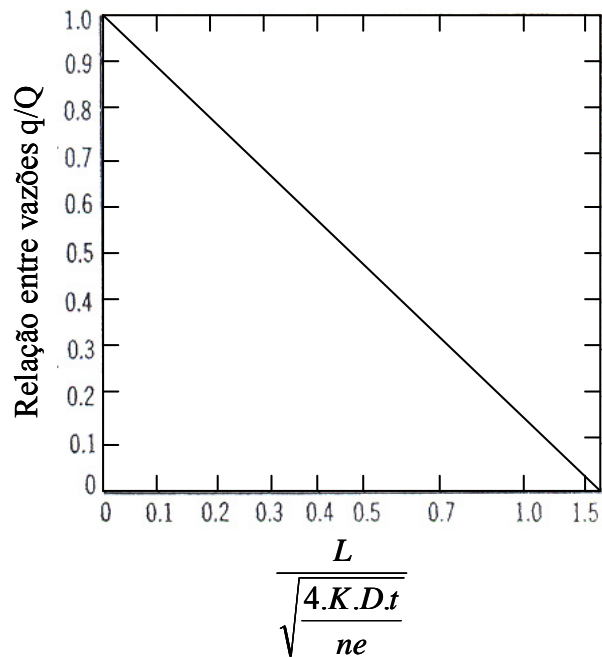


Figura 7: Apresenta o gráfico para determinar a relação entre a vazão infiltrada através da margem e a vazão bombeada de um poço localizado próximo a um manancial superficial.

Fonte: Todd (1967).

Para avaliar melhor o potencial de utilização de um manancial para aplicação da filtração em margem, convém entender aspectos que favorecem a infiltração induzida, conforme ilustra a Figura 8. A infiltração de água nas margens pode ser induzida por fatores que podem variar significativamente com o tempo, tais como: nível de água no manancial (rio ou lago); variação no nível da água subterrânea (depende do número de poços, vazão das bombas, tempo de bombeamento); viscosidade da água (depende da temperatura); largura do manancial (em rios é a largura perpendicular à direção do escoamento das águas); permeabilidade da camada de solo no fundo do manancial (depende da colmatação); área de infiltração (área de fundo e laterais do canal que contém o rio ou lagoa).

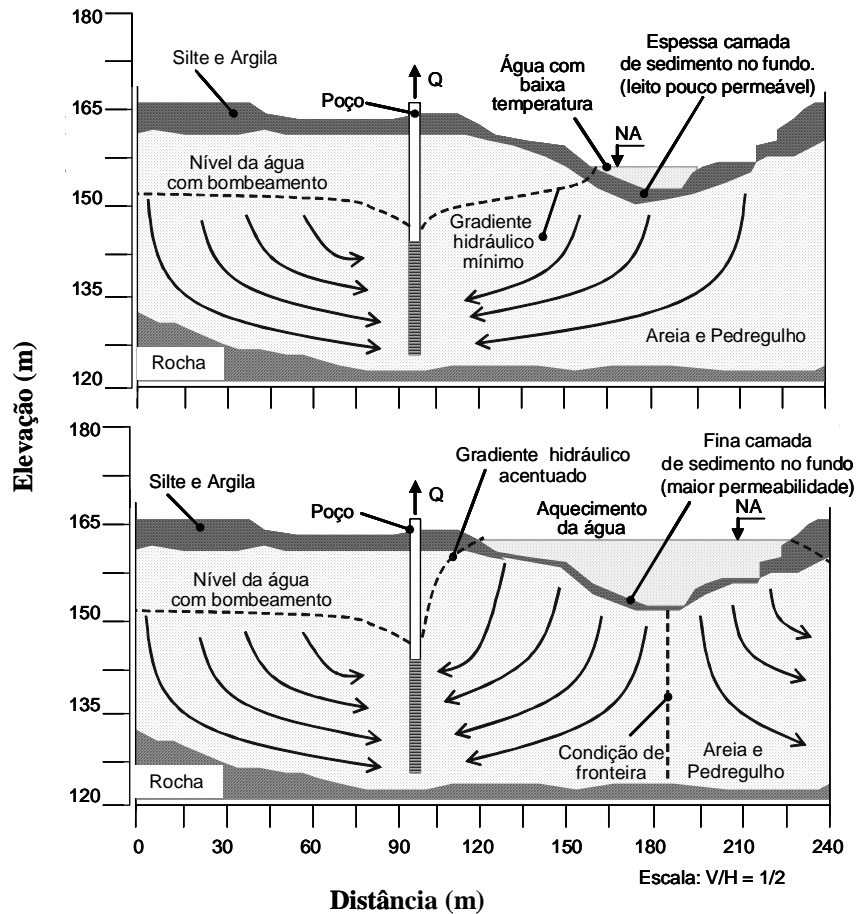


Figura 8: Condições de mínima e máxima infiltração induzida

Fonte: Adaptado de Gollnitz (2003).

A Figura 8 ilustra a secção transversal de um rio com nível baixo, o que pode corresponder, em determinadas regiões, aos períodos mais frios do ano e de menores precipitações. Nessas circunstâncias, a temperatura da água seria menor, aumentando sua viscosidade. Sem bombeamento, o rio estaria sendo alimentado com água subterrânea. Com bombeamento, a água infiltra pela margem – sendo que o gradiente hidráulico (inclinação da linha piezométrica) do rio para o poço é pequeno. Logo a vazão infiltrada – segundo a lei de Darcy, diretamente proporcional ao gradiente hidráulico e ao coeficiente de permeabilidade – é reduzida. Deve-se considerar ainda a espessura da camada de sedimento no fundo e as laterais do leito do rio, que podem se apresentar bem compactadas e com permeabilidade reduzida. A Figura 8 também ilustra um cenário, favorecendo a infiltração induzida. Nesse caso, destacam-se o nível do rio mais elevado e a redução da camada de sedimentado, tanto no fundo como nas laterais do leito. Portanto, a escolha do local para implantação dos poços deve levar em conta o potencial da taxa de infiltração induzida.

#### 3.4.1.4 Atenuação da concentração de poluentes e contaminantes

A redução da concentração inicial de um determinado poluente presente no manancial de superfície, através da filtração em margem, irá depender de diversos fatores de ordem física, química e biológica. Considere a captação de água através de um poço localizado a uma distância  $L$  do manancial de superfície, conforme Figura 5. De maneira geral, o transporte dos poluentes ou contaminantes (soluto) presentes na água do manancial, até o poço, é afetado por dois mecanismos básicos: difusão e advecção. (SOARES *et al.*, 2006).

Difusão é o processo pelo qual as espécies dissolvidas se movem na solução de regiões de maior concentração (atividade química), para as de menor concentração. Advecção é o transporte simultâneo de solutos e da solução que os carrega. Examinar os mecanismos de transporte por advecção significa estudar o transporte da água em meios porosos que, além dos mecanismos citados, contribuem para o transporte de solutos os fenômenos de dispersão e de atenuação ou retardo, que fazem o transporte ocorrer com taxas diferentes daquelas previstas apenas pela advecção/difusão. A difusão unidimensional de um soluto em solução, em regime permanente, que admite variar a sua concentração ao longo do tempo, pode ser descrita pela 2ª Lei de Fick, conforme Equação 10.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_f \frac{\partial^2 C}{\partial L^2} \quad (10)$$

Onde:

$\frac{\partial C}{\partial t}$  = variação da concentração do soluto com o tempo;

$C$  = concentração do soluto (massa / volume);

$D_f$  = coeficiente de difusão (área / tempo);

$L$  = distância percorrida pelo soluto (distância).

Para cátions e ânions mais comuns em água, os valores de  $D_f$  são da ordem de  $1 \times 10^{-9}$  a  $2 \times 10^{-9}$  m<sup>2</sup>/s.

A difusão pode não ocorrer na velocidade prevista pela lei de Fick, uma vez que a solução flui através de poros e ao redor de partículas do solo, que interferem no movimento. Sendo assim, é comumente empregado em modelos matemáticos de migração um coeficiente de difusão efetivo  $D_f^*$  definido como:

$$D_f^* = w \cdot D_f \quad (11)$$

Onde:  $w$  = constante empírica determinada experimentalmente.

As equações apresentadas não levam em conta fenômenos de adsorção, que tendem a retardar a migração do soluto em relação ao movimento da água. A adsorção é basicamente função da carga associada às partículas de solo, do tipo de íon em solução, influenciada por forças intermoleculares, pelo pH e potencial redox. Considerando esses aspectos, o tempo mínimo de residência de uma espécie, segundo Fildenbrandt *et al.* (2006), é dado pela Equação 12.

$$t_{\min.i} = R \cdot t_{\min} \quad (12)$$

onde:  $t_{\min.i}$  = tempo mínimo de residência da espécie índice “i” ( d ) ;  $R$  = coeficiente de retardo.

O valor de  $R$  é sempre maior que 1 e dado pela Equação 13.

$$R = 1 + \frac{K_d \cdot \rho}{n_e} \quad (13)$$

onde:  $\rho$  = massa específica do solo seco ( $\text{kg}/\text{m}^3$ );  $n_e$  = porosidade efetiva do solo;  $K_d$  = coeficiente de distribuição (assumindo uma isoterma de adsorção linear) ( $\text{L}/\text{kg}$ ).

Dillon *et al.* (2002) avaliaram o potencial de aplicação da filtração em margem para remoção da microcystina LR. Em seus estudos, propuseram a Equação 14 para determinar a máxima concentração do poluente no poço de captação, alimentado pela infiltração das águas através da margem do rio, conforme ilustrado na Figura 5. Consideraram que a concentração do poluente será atenuada por adsorção, segundo uma isoterma linear, que a taxa de degradação do poluente terá um decaimento exponencial e ignoraram a dispersão e a difusão. Portanto, o modelo proposto é bastante conservador e tem por objetivo determinar a concentração máxima do poluente no poço de captação.

$$\frac{C_w}{C_r} = \frac{q}{Q} \cdot \exp(-\lambda \cdot R \cdot t_{\min}) \quad (14)$$

Onde:  $C_w$  = concentração do poluente no poço ( $\mu\text{g/L}$ );  $C_r$  = concentração do poluente no rio ( $\mu\text{g/L}$ );  $\lambda$  = taxa de degradação ( $\text{d}^{-1}$ ) =  $0,693/T_{1/2}$ .

Com base em estudos de bancada, os autores avaliaram a meia vida da microcistina LR em dois tipos de solo não esterilizados. No solo A, contendo 2,86% de carbono orgânico total, a meia vida foi da ordem de 1,6 d, enquanto no solo B, contendo apenas 0,02% de carbono orgânico total, a meia vida foi superior a 60 dias.

### 3.4.2 Mecanismo de remoção

Durante a filtração em margem, as cianobactérias e os microrganismos patogênicos são removidos por meio do contato com os materiais do solo/subsolo. O processo de remoção torna-se mais eficiente quanto menor a velocidade da água no solo/subsolo, na presença de matéria orgânica, e quando o subsolo é constituído de materiais granulares com interstícios abertos para a água contornar os grãos. Nessas circunstâncias, a rota de fluxo é tortuosa, fornecendo uma ampla oportunidade para os organismos entrarem em contato com os contaminantes e com o material sedimentar, que favorecem os mecanismos de adsorção, degradação e interceptação de partículas presentes na água. No final desse percurso, a água que chega ao poço poderá estar clarificada e isenta de contaminantes.

Durante a passagem pelo solo, os microrganismos podem ser removidos da fase aquosa por filtração, biodegradação, inativação, aderência aos grãos do aquífero (adsorção em combinação com a inativação), sedimentação e por diluição resultante da mistura com águas subterrâneas. (SCHIJVEN *et al.*, 2002).

De acordo com Todd (1967), a filtração mecânica conduz à remoção do material em suspensão, incluindo substâncias orgânicas hidrofóbicas adsorvidas ou sólidos suspensos. Na margem e no começo do caminho de fluxo da água infiltrada, as condições aeróbicas são frequentemente encontradas, e uma atividade microbiana relativamente alta pode conduzir à mineralização ou à transformação das substâncias orgânicas. Com isso, o conteúdo do carbono orgânico dissolvido diminui, e as substâncias orgânicas sintéticas também podem ser degradadas. Durante o transporte pelo subsolo, o conteúdo filtrado fica em contato com o

material sólido do aquífero, podendo dar início à adsorção dos compostos orgânicos. O grau de adsorção varia de acordo com a natureza dos compostos e do tipo de material sólido presente. Em geral, escoamentos de água longos, entre o manancial superficial e os poços de captação, aumentam a adsorção. Além disso, o processo de mistura (diluição) entre a água subterrânea e o infiltrado (água superficial) pode causar uma diminuição nas concentrações de poluentes e uma redução de picos dessas concentrações, dependendo da qualidade da água subterrânea.

### **3.4.3 Estudos experimentais na remoção de cianobactérias e cianotoxinas, envolvendo a filtração em margem**

No que diz respeito à remoção de cianotoxinas, a avaliação da filtração em margem é bastante recente. Já, com relação a remoção de microalgas e cianobactérias, estudos mais aprofundados têm mostrado que esse método pode eliminar 100% das células. (SENS *et al.*, 2006 - PROSAB 4).

Devido à obtenção de resultados positivos, com respeito à remoção de materiais retidos, a filtração em margem pode ser um método de remoção eficiente para evitar que a água bruta (pré-tratada) chegue à ETA e ao consumidor contaminada com células cianobacteriais e com as toxinas dissolvidas. Essas expectativas são sustentadas pelos resultados favoráveis encontrados em estudos laboratoriais, que demonstram bom desempenho do solo em colunas de sedimentos para remoção de toxinas. (LAHTI *et al.*, 1998, CHORUS & BARTRAM, 1999; MILLER *et.al* 2001).

A remoção das células e toxinas de cianobactérias foi também estudada em experimentos de filtração em coluna de areia. (LAHTI *et al.*, 1998; VAITOMAA, 1998).

A remoção das microcistinas foi avaliada, usando colunas empacotadas de sedimentos retirados do fundo de lagos, de uma estação de abastecimento de água com filtração em margem e de sedimentos glaciais retirados de um depósito do tipo esker (deposito de cascalho e areia). Esses estudos mostraram uma remoção alta das células de cianobactérias. A remoção da biomassa de cianobactérias foi de 98 a 99%, porém, a das microcistinas não foi tão eficiente quanto a remoção das células de cianobactérias (biomassa). Os experimentos de coluna também mostraram que a remoção das hepatotoxinas foi maior nos sedimentos do fundo de lagos do que nas colunas com o material retirado do depósito do tipo esker.

Nesses experimentos, a biodegradação foi estimada como sendo responsável por 50 a 70% da remoção total de hepatotoxinas. (LAHTI *et al.*, 1998; VAITOMAA, 1998). Nesse

processo de filtração, foi sugerido que a remoção de microcistinas chegasse ao resultado de adsorção e biodegradação. (LAHTI *et al.*, 1998).

A participação relativa dos dois processos na remoção de contaminantes, depende das características naturais do solo e das atividades microbianas. Ao utilizar-se o processo de filtração em margem, deve-se ter muito cuidado com a capacidade de adsorção do solo, pois, ao sobrecarregar o potencial de adsorção, o excedente de toxinas deve chegar ao poço coletor.

Na Finlândia, os dados das estações que usam a recarga artificial de água subterrânea mostraram que as células de cianobactérias e suas toxinas não são geralmente encontradas em água filtrada, mesmo durante a floração de cianobactérias e microalgas na água bruta. (HULT *et al.*, 1997; LAHTI *et al.*, 1998). Entretanto, Lahti *et al.* (1998) mostraram que embora a maior parte das cianobactérias e das microcistinas fossem removidas durante a filtração em margem, traços de microcistinas ( $<0,1\mu\text{g/L}$ ) e células isoladas de cianobactérias foram encontrados na água filtrada, mesmo depois de a água percorrer uma distância de 100 m na subsuperfície. Dessa feita, as condições anaeróbicas parecem favorecer a persistência das microcistinas na água. Porém, estudos feitos em laboratório por Lathi *et al* (1998) indicaram que a filtração em margem foi altamente promissora para remoção de toxina, podendo aumentar a capacidade observada na filtração lenta para remoção de células de microalgas e cianotoxinas.

Para comprovar suas teses, Lathi *et al* (1998) estudaram a remoção de microcistinas durante o experimento em coluna e em campo. Pares de 0,25 m de comprimento de coluna foram empacotadas com sedimentos húmicos da superfície de um esker, com areia e cascalho em baixo, e água contendo 30 a 60  $\mu\text{g/L}$  de microcistinas era passada através da coluna por 9 a 14 dias, com tempo de detenção de 5 a 6 horas. O nível de microcistinas decaiu mais na coluna com sedimento de esker (98 a 99,9% de remoção) e menos no subsolo grosseiro (30 a 90% de remoção). Essa diferença ocorreu devido à presença de organismos capazes de degradar as microcistinas resultante da exposição anterior do sedimento esker para água, contendo toxina na margem do lago Uihnusjärvi, na Finlândia. Comparando massas de toxinas na entrada, na saída da coluna e retida por adsorção sugeriram que o principal processo responsável pela redução das microcistinas foi a degradação. Os estudos mostraram que as bactérias aeróbicas são aquelas capazes de degradar as microcistinas.

Outros estudos de processos de adsorção e biodegradação, associados com a remoção na filtração em margem de uma hepatotóxina de cianobactérias, microcistina LR, relatados por Miller *et al* (2001), mostram o potencial da filtração em margem para a segurança de sistemas de abastecimento de água.



### 3.5 LAGOA DO PERI

Em setembro de 2000, o corpo d'água lagunar da Lagoa do Peri, localizado no Parque Municipal da Lagoa do Peri, começou a ser utilizado para abastecimento da região sul e leste da Iha de Santa Catarina, projeto da Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN), que envolveu a construção de uma barragem de captação e a elevação do nível de água da lagoa em cerca de 0,5 metros (retornando à lagoa a sua cota natural), prevendo o abastecimento inicial de 50 mil habitantes. A Figura 9 apresenta a localização geográfica do Parque Municipal da Lagoa do Peri.

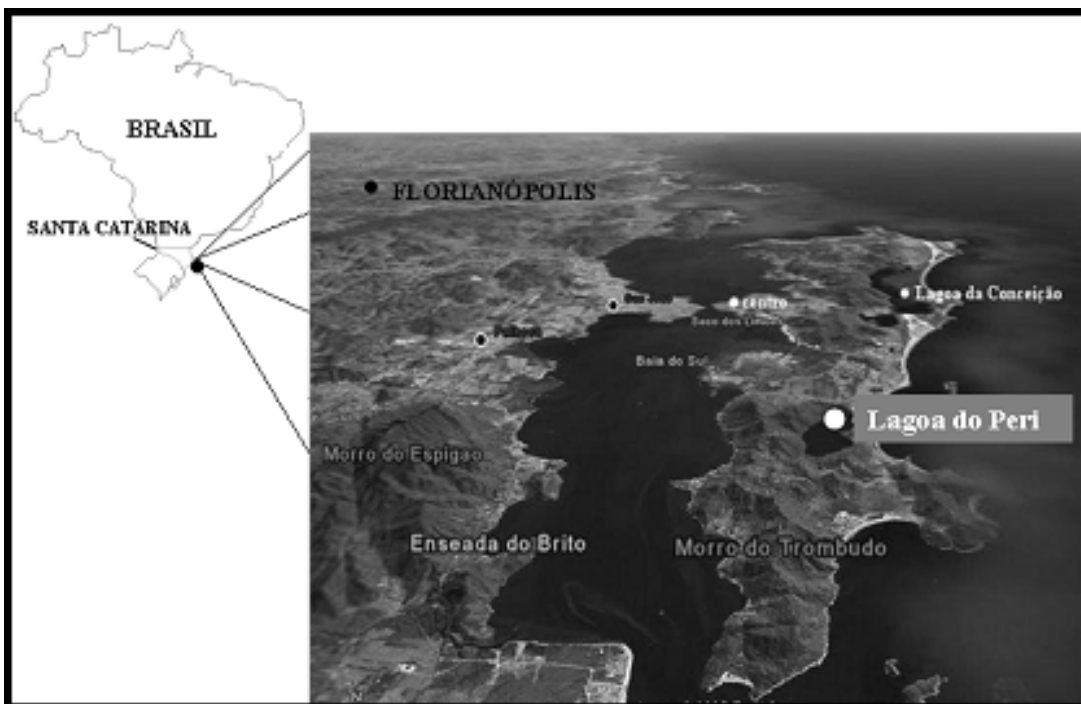


Figura 9: Localização geográfica do Parque Municipal da Lagoa do Peri.

Uma pesquisa feita pela fundação (FLORAM-CECCA), publicada em 1987, caracteriza o corpo d'água lagunar da seguinte forma:

**Situação geográfica** --- 27°42' – 27°44'S e 48°30' – 48°33'W, a cerca de 20 km do centro de Florianópolis, SC.

**Rios** ----- rio Cachoeira Grande, rio Cachoeira Pequena, Rio Ribeirão Grande/canal sangradouro que deságua próximo à praia da Armação.

**Capacidade** ----- 21,2x10<sup>6</sup>m<sup>3</sup>

**Superfície da Lagoa** ----- 5,2km<sup>2</sup>

**Superfície da Bacia Hidrográfica** ----- 20km<sup>2</sup>

**Profundidade média/máxima** ----- 4,2m/11m

**Elevação normal** ----- 3m acima do nível do mar

**Bioclima** ----- subtropical

**Geologia** ----- Origem associada às oscilações do nível relativo do mar, como uma antiga enseada. Seu contato com o mar foi bloqueado por um processo natural de sedimentação; a restinga é formada por terraços lagunares e marinhos; o solo é, predominantemente, podzólico vermelho-amarelo, revestindo o maciço cristalino e as areias quartzosas na faixa de restinga.

**Uso** ----- recreação; abastecimento

**Interesse ecológico** ----- pertence ao Parque Municipal da Lagoa do Peri. Áreas de floresta primária de Mata Atlântica que abrigam uma rica fauna e flora. Possui o maior manancial de água doce da Ilha de Santa Catarina.

A elevada densidade de cianobactérias, em especial a *Cylindrospermopsis raciborskii*, potencialmente tóxicas encontradas no manancial, é a causa das dificuldades operacionais sentidas na ETA da Lagoa do Peri, devido à rápida colmatação dos filtros e às variações das características da água bruta. Diante disso, procurando solucionar o problema da ETA da Lagoa do Peri, uma sequência de pesquisas orientadas pelo Professor Maurício Luiz Sens, envolvendo alunos do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA/ENS/UFSC), foram realizadas. As pesquisas objetivaram o acondicionamento de água com elevada densidade de fitoplâncton a ser submetida à Filtração Direta. Dessa forma, Garcia (2002) estudaram a eletroflotação na remoção de fitoplâncton.

Silveira (2003) utilizaram micropeneiras como pré-tratamento à filtração direta; Dalsasso (2005) avaliaram a floculação em meio granular fixo e expandido com diferentes materiais para aplicação em filtração direta descendente, e Mondardo (2004) investigaram a cloração e a ozonização como pré-tratamentos à filtração direta descendente.

Rabelo (2006) realizaram estudos preliminares para implantação da filtração em margem na lagoa do Peri, como pré-tratamento de água para remoção de fitoplâncton. Melo Filho (2006) estudaram em escala piloto a avaliação da ozonização como pré ou pós-tratamento à filtração direta descendente na remoção de cianobactérias e saxitoxinas. Dentre essas pesquisas, os estudos preliminares para implantação da filtração em margem merecem destaque por se mostrarem extremamente eficientes, produzindo água filtrada com baixíssimos valores de turbidez, cor e fitoplâncton. Portanto, o estudo não contemplou a remoção de saxitoxinas na água bruta e a possibilidade de liberação das mesmas por lise celular durante as diferentes etapas dos sistemas de tratamento investigados.

## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS

As investigações experimentais foram realizadas na estrutura do LAQTA que compreende dois laboratórios: o Laboratório de Potabilização de Água (LAPOÁ), localizado no Centro Tecnológico (CTC) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), e o Laboratório de Águas da Lagoa do Peri (LALP), situado junto à Estação de Tratamento de Água da Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN), no sul da Ilha de Santa Catarina, onde se construiu a instalação piloto de escoamento contínuo de tratamento. A instalação piloto é constituída das unidades de filtração em margem (poços), mistura rápida e filtração direta de escoamento descendente, e está melhor descrito no item 4.4.

As estruturas montadas no LAPOÁ e no LALP também permitem que sejam realizadas as análises físico-químicas e os ensaios em escala de bancada, descrito no item 4.3. Nesses ensaios, foram avaliadas a remoção de cianobactérias e a degradação das saxitoxinas.

As águas da Lagoa do Peri ou Água I e as demais águas utilizadas nos experimentos estão descritas na Tabela 5. A escolha por utilizar a água da Lagoa do Peri se deve ao fato de ser este o manancial que abastece a Estação de Tratamento de Água (ETA), responsável pelo fornecimento de água tratada para a costa leste-sul da Ilha de Santa Catarina e por terem sido detectadas elevadas densidades de cianobactérias em várias ocasiões nos últimos anos (*Cylindrospermopsis raciborskii* - superior a  $10^6$  células/mL) em suas águas.

Tabela 5 Tipos de água a serem utilizadas na realização das etapas da pesquisa

<b>Tipo de água</b>	<b>Natureza</b>
Água I	Manancial - lagoa do Peri
Água II	Filtrada em Margem (poço)
Água III	Estudo – mistura: 85% filtrada em margem e 15% lagoa
Água IV	Diluição do cultivo da Cepa T3 em água ultrapura

A Figura 10 ilustra a localização experimental, a vista geral da ETA, o manancial Lagoa do Peri e as instalações dos pilotos de filtração em margem e filtração direta descendente construído no LALP.

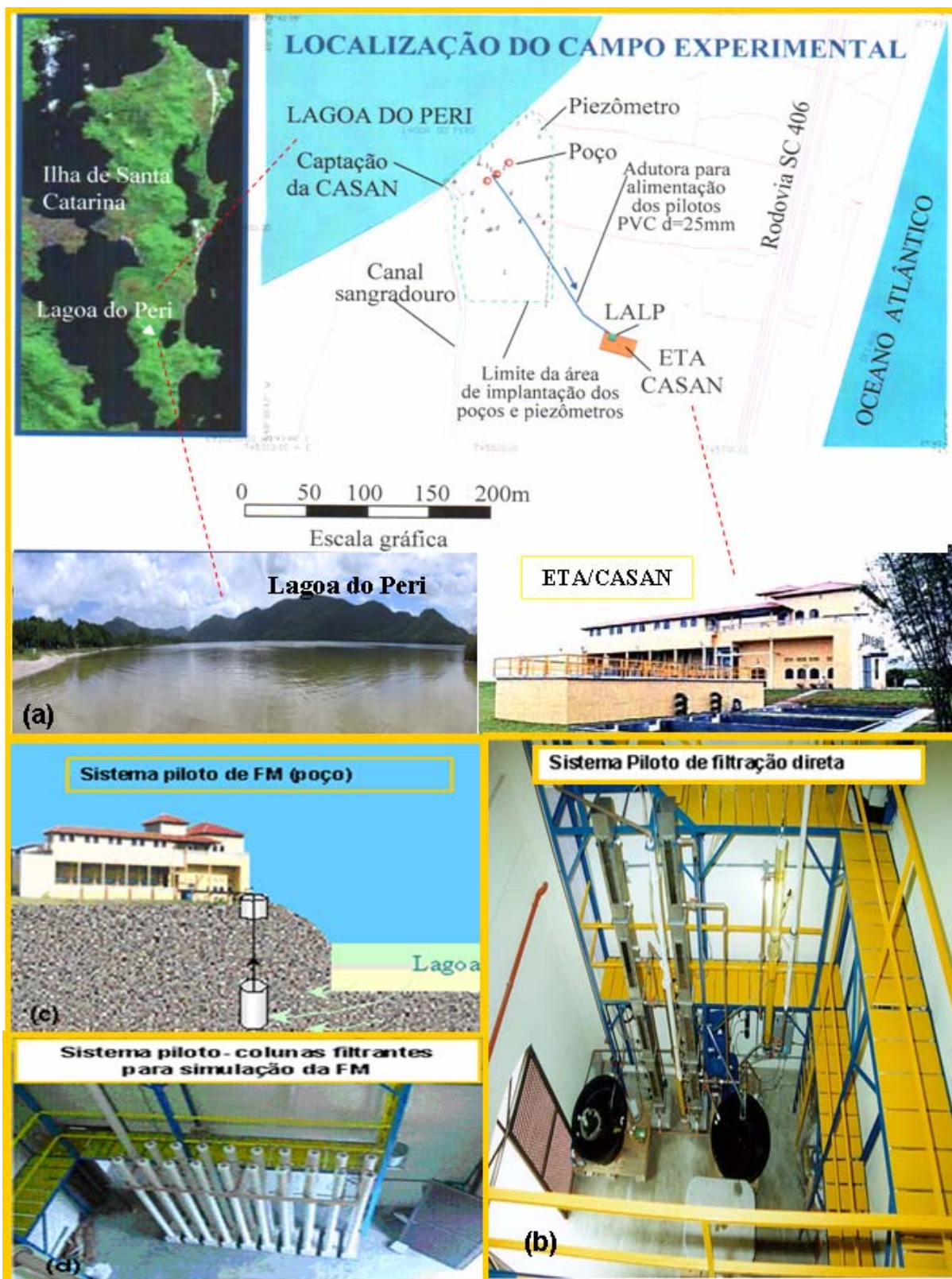


Figura 10: Quadro de fotos esquematizando: (a) localização do campo experimental, da estação de tratamento de água da Lagoa do Peri ETA/CASAN e do manancial Lagoa do Peri, (b) instalação piloto de filtração direta, (c) instalação piloto de filtração em margem (poço) - FM, (d) instalação piloto de filtração em margem (colunas filtrantes).

A Figura 11 apresenta o fluxograma da metodologia dos ensaios utilizados em cada etapa da pesquisa.

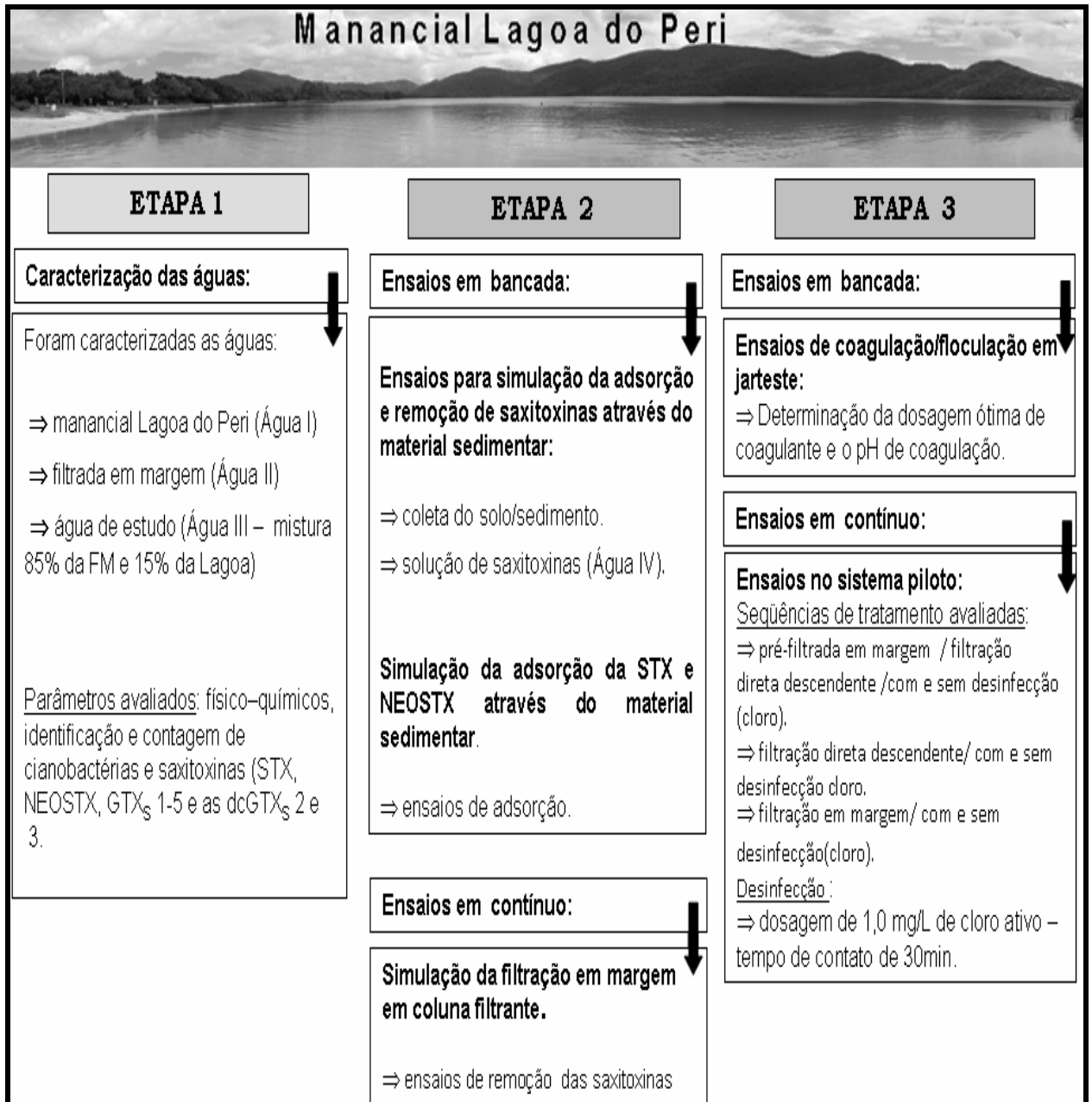


Figura 11: Resumo da metodologia das etapas dos ensaios utilizados no desenvolvimento da pesquisa.

Como pode ser observado na Figura 11, os experimentos da pesquisa foram conduzidos em três etapas:

Na 1ª Etapa, foram caracterizadas as águas do manancial Lagoa do Peri (Água I), a água filtrada em margem (Água II) e a água de estudo (Água III - mistura 85% da FM e 15% Lagoa), em relação aos parâmetros físico-químicos, bem como à identificação e à

quantificação das células viáveis de cianobactérias, em especial, a *Cylindrospermopsis raciborskii* e suas saxitoxinas presentes.

Na 2ª Etapa, os ensaios em escala de bancada foram realizados para a simulação da adsorção das saxitoxinas no material sedimentar: esses ensaios de capacidade adsorptiva foram feitos com diluição da cultura de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cepa T3) e água ultra pura e tamponada com fosfato de potássio a pH 7 (Água IV). A água IV também foi utilizada nos ensaios contínuo realizados na instalação piloto de colunas filtrantes: nesses ensaios as colunas filtrantes, foram preenchidas com material sedimentar da Lagoa do Peri e alimentada com água IV. Esses ensaios contribuíram para a simulação da filtração em margem, com o propósito de avaliar os processos de adsorção e a atenuação do retardo das saxitoxinas. A concentração de toxina na mistura foi analisada por HPLC/CLAE antes de ser submetida ao tratamento.

Na 3ª Etapa, os estudos foram realizados em instalação piloto, envolvendo a execução de carreiras de filtração no filtro de escoamento descendente, com ou sem a realização da filtração em margem, seguida ou não de desinfecção com cloro, avaliando-se a presença de células de cianobactérias e de saxitoxinas após cada etapa das sequências de tratamento investigada. E, em escala de bancada, na qual foram realizados os ensaios para determinar as condições de coagulação da água bruta (Água I) e da água de estudo (Água III) para posteriormente serem aplicadas em contínuo no piloto de filtração direta de escoamento descendente.

Nos itens que se seguem, são descritas, com detalhes, as diferentes etapas e as atividades associadas ao desenvolvimento da pesquisa.

## **4.2 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁGUAS ESTUDADAS**

Nessa etapa da pesquisa, foram avaliadas as possíveis oscilações dos valores dos parâmetros de qualidade de água, procurando conhecer o comportamento das águas estudadas (Águas I, II e III), a fim de selecionar volumes de água com características mais próximas às situações críticas, sobretudo no que se refere à concentração fitoplanctônica, para a realização da investigação experimental.

As amostras de água da Lagoa do Peri, para compor as águas do tipo I e tipo III, foram coletadas na base da câmara de chegada de água bruta da ETA, antes da aplicação de qualquer produto químico no local em que foi instalado um colar de tomada de água para

alimentar o sistema piloto, representando fielmente a qualidade da água aduzida a ETA. A água tipo II foi coleta em uma torneira próxima ao poço principal. Os principais parâmetros, analisados são apresentados na Tabela 6, bem como os métodos, os equipamentos utilizados nas análises e a frequência de amostragem.

Tabela 6 Parâmetros de controle de qualidade da água bruta

Parâmetro	Método analítico/Equipamento associado	Frequência
Absorbância 254 nm	* Espectrofotômetro	M
Alcalinidade total (mg/L)	Volumétrico / Titulador digital	S
Cor aparente (uH)	APHA Platinum - Cobalt -S.M **Espectrofotômetro , $\lambda = 455\text{nm}$	D
Cor verdadeira (uH)	Idem ao da cor aparente, com filtragem em membrana 0,45 $\mu\text{m}$	M
COT (mg/L)	Kit HACH / ** Espectrofotômetro	M
Condutividade ( $\mu\text{S/cm}$ )	Condutímetro HACH	D
Cloretos (mg/L)	Volumétrico / Titulador digital com nitrato de prata	S
Dureza total (mg/L)	Volumétrico / Titulador digital com EDTA	S
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	Kit HACH / ** Espectrofotômetro	M
Nitrato (mg/L)	Kit HACH / ** Espectrofotômetro	M
Oxigênio dissolvido (mg/L)	Kit HACH / ** Espectrofotômetro	M
pH	pHmetro HACH Senslon	D
Sólidos Dissolvidos Totais (MG/L)	Condutímetro HACH	D
Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ )	Termômetro de mercúrio	D
Turbidez (uT)	Turbidímetro portátil HACH DR 2100P	D
Fitoplâncton total (células/mL)		
Cianobactérias (células /mL)	Contagem UTERMÖL - HASLE - microscópio invertido LEITZ	M
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (células/ml)		
STX,Neo-STX, GTX5, GTX4, GTX3, GTX2, GTX1, dc-GTX3 e dc-GTX2 ( $\mu\text{g/L}$ )	Cromatografia líquida de alta eficiência c/ derivatização pós-coluna e detecção por fluorescência (Oshima,1995).	M

D = diária; S = semanal; M = mensal; \* Hach DR 4000; \*\* Hach DR 2010

### 4.3 UNIDADE DOS ENSAIOS EM BANCADA

#### 4.3.1 Ensaios para simulação da adsorção e remoção das saxitoxinas no material sedimentar

Experimentos em batelada são muito usados para determinar os processos físicos químicos e biológicos, semelhantes à adsorção e à degradação. Esse ensaio foi realizado para determinar o coeficiente de adsorção ( $K_f$ ), o coeficiente de distribuição ( $K_d$ ), bem como,

avaliar o potencial de uma captação por filtração em margem, em escala real, capaz de atender à ETA da lagoa do Peri. Para isso, utilizou-se técnicas em batelada na investigação da adsorção, da atenuação e remoção de saxitoxinas no material sedimentar.

#### 4.3.1.1 Coleta e armazenamento do solo

O sedimento utilizado no experimento foi coletado na Lagoa do Peri, próximo ao poço principal, poço de captação da água filtrada em margem (Figura 12). Nesse local, foram coletados os primeiros 50 cm da superfície do solo/sedimento e armazenados no escuro em 4°C até serem usados. Nessas amostras, foram feitas as análises do conteúdo de carbono orgânico, do tamanho das partículas e do pH do solo. Cabe ressaltar que essas análises foram realizadas pela Companhia Integrada de Desenvolvimento Agrícola de Santa Catarina – CIDASC.

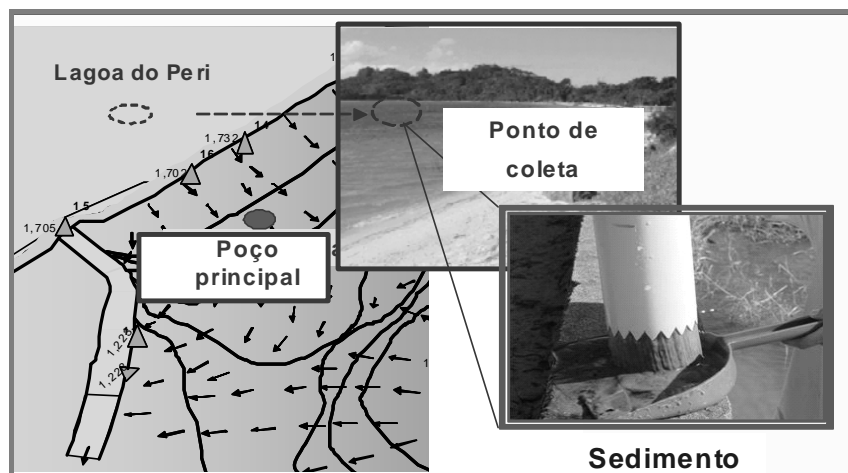


Figura 12: Esquema do local e da coleta do sedimento da Lagoa do Peri utilizado nas colunas filtrantes e nos ensaios de adsorção da saxitoxinas.

#### 4.3.1.2 Solução de saxitoxinas

A cepa tóxica produtora de saxitoxinas – cepa T3, cedida pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), foi cultivada no laboratório de Ficologia (LABFIC) da Universidade Federal de Santa Catarina. A densidade alcançada foi da ordem de  $10^6$  filamentos/ml ou  $10^7$  cel/ml.. Na preparação da solução, os cultivos foram congelados e descongelados por duas vezes (Figura 13), em seguida, filtrado em pré-filtro GF/92. As soluções de material lisado contendo as toxinas foram combinados para proporcionar soluções estoques de saxitoxinas. As toxinas foram quantificadas por HPLC/CLAE, conforme descrito



no item 3.4.2.5, antes da realização do experimento. As soluções contendo saxitoxinas foram diluídas com água ultrapura e foi realizada a correção do pH a 7,2, com solução tampão de fosfato, para proporcionar uma solução mais diluída cuja concentração era conhecida (Água tipo IV). Em seguida, foram utilizadas na alimentação das colunas filtrantes e nos ensaios de adsorção em bancada.

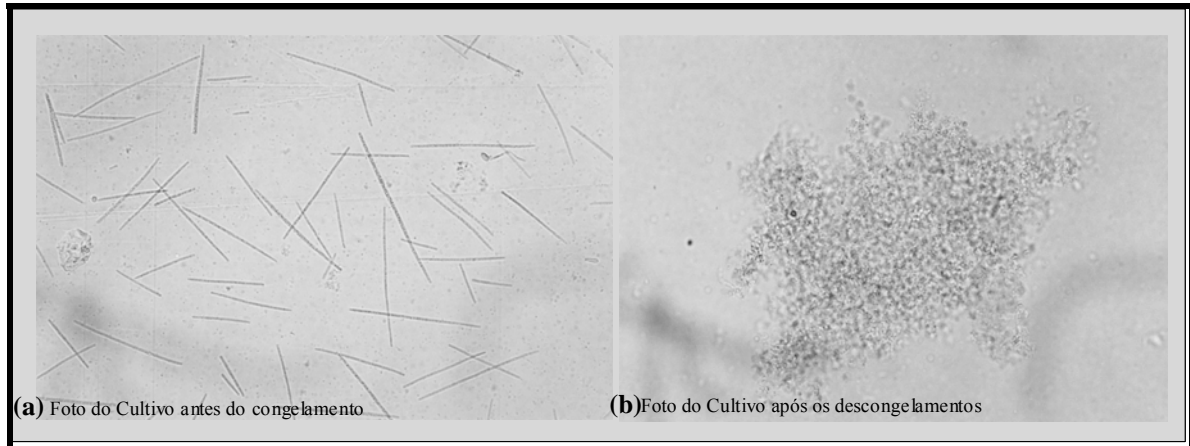


Figura 13: Fotos do cultivo (a) antes do congelamento e (b) após os descongelamentos.

#### 4.3.1.3 Ensaios de Adsorção

O método usado para avaliar o processo de adsorção que ocorre no solo/sedimento foi o descrito por Miller *et al* (2001). No ensaio realizado em triplicada, 1g, 3g, 6g, 8g e 10g de solo/sedimento, previamente seco em estufa a 105°C por 24 horas, foram colocados em um erlenmeyer de 250 mL, contendo 50 ml de solução de saxitoxinas (Água IV). A Água tipo IV utilizada nos ensaios apresentava concentração conhecida de 46,36, 48,93 e 55,21 µg/L de neosaxitoxina e de 11,91, 14,42 e 16,06 µg/L de saxitoxina. Em seguida, os frascos foram colocados em um agitador orbital (Shaker) a 110rpm por 24h (tempo de equilíbrio da reação) sob temperatura de 19±3°C (Figura 14). Após 24h sob agitação, as amostras foram filtradas em membrana de microfibras de vidro, com abertura de poro de 1,22µm, foi coletada uma fração de 3,0 mL de cada filtrado e transferido para frasco âmbar. Na sequência, as frações foram armazenadas na geladeira e analisadas por cromatografia líquida de alta eficiência (HPLC), para a quantificação das saxitoxinas. A quantidade de saxitoxinas adsorvidas por g de solo foi então quantificada, e o coeficiente de adsorção foi calculado a partir de isotermas de adsorção. Dois modelos de isotermas, linear, Equação 19 e não-linear, Equação 20 (Freudlich) foram empregadas, sendo que a de Freudlich é, atualmente, a mais adotada para a determinação da adsorção das cianotoxinas em solos. O coeficiente de retardo foi calculado,

utilizando a equação (13). A seguir estão descritas as equações 19 e 20, utilizadas nos experimento.

$$\text{linear} \quad X/M = K_d \cdot C_e \quad (19)$$

$$\text{n\~{a}o-linear} \quad X/M = K_f \cdot C_e^n \quad (20)$$

Onde:

$X/M$  = quantidade de toxina adsorvida por unidade de solo ( $\mu\text{g}/\text{Kg}$ )

$C_e$  = concentra\~{c}o da toxina na solu\~{c}o ap\~{o}s 24h de mistura ( $\mu\text{g}/\text{L}$ )

$K_d$  = coeficiente de distribu\~{c}o linear ( $\text{L}/\text{Kg}$ )

$K_f$  = coeficiente de adsor\~{c}o Freundlich ( $\text{L}/\text{Kg}$ )

$n$  = expoente de linearidade



Figura 14: Foto do agitador orbital (Shaker), utilizado nos ensaios de adsor\~{c}o da saxitoxinas

#### 4.3.2 Ensaio de coagula\~{c}o /flocula\~{c}o

Foi realizada uma s\~{e}rie de ensaios de bancada, em batelada, para simular as condi\~{c}oes de coagula\~{c}o e de mistura r\~{a}pida da \u00e1gua tipo I e da \u00e1gua tipo III. Posteriormente, essa condi\~{c}oes foram aplicadas em cont\~{i}nuo no sistema piloto de filtra\~{c}o direta de escoamento descendente.

O coagulante utilizado nos ensaios de jarrest e nos experimentos em escala piloto foi o sulfato de alum\~{i}nio. Sua escolha foi devida \u00e0 sua ampla aplica\~{c}o em esta\~{c}oes de

tratamento de água no Brasil e por ser empregado na ETA da lagoa do Peri. O sulfato de alumínio comercial (SA) foi tomado do lote em uso na ETA. O controle de qualidade realizado indicou teores de  $\text{Al}_2\text{O}_3$  da ordem de 14,5%. As soluções, com concentração de 1% (massa/massa), foram preparadas diariamente com água filtrada, produzida na própria ETA.

Os produtos químicos utilizados na correção do pH durante os ensaios foram:

- alcalinizante - a cal hidratada comercial utilizada na ETA da Lagoa do Peri. Soluções a 0,5% (massa/massa) preparadas diariamente com água filtrada;
- acidificante - ácido sulfúrico PA. Soluções com concentração 0,05N preparadas diariamente com água filtrada.

Os ensaios foram realizados com equipamentos e métodos adequados às características da filtração direta, nas quais as condições de mistura rápida exercem o papel determinante no processo de desestabilização de partículas. A qualidade da água filtrada foi avaliada, após a filtração da água coagulada em um sistema de filtros de laboratório de areia (FLA), acoplado ao aparelho para teste de jarros, conforme Figura 15. O modelo do equipamento utilizado nos ensaios em bancada tem as seguintes características:

- modelo: LDB 310;
- fabricante: Nova Ética;
- número de jarros: seis com capacidade individual de 2L;
- sistema de extração de amostras: basculante simultâneo;
- gradientes de velocidade: variável de 10 a 2000  $\text{s}^{-1}$  (20 a 800rpm);
- controle de rotação: tacógrafo digital;
- paletas: retangulares com sistema de haste livre que permite isolar um jarro sem parar os demais.

O filtro de laboratório de areia (FLA), acoplado ao aparelho para teste de jarros, foi adaptado por Dalsasso (2005). Os seis FLAs são distribuídos de maneira que cada jarro possua o seu filtro correspondente, apresentando as seguintes características:

- tubo de PVC: 25 mm de diâmetro e 25,5 cm de comprimento;
- altura da camada filtrante: 15 cm de espessura;
- granulometria da areia: 0,42 a 0,84 mm e tamanho efetivo = 0,5 mm;
- carga hidráulica para filtração: constante e igual a 11 cm;
- taxa de filtração no FLA:  $\approx 100$  m/d.

A granulometria utilizada nos FLAs foi selecionada e baseada nos estudos desenvolvidos por Dalsasso (2005). O autor determinou que, em termos de valores de turbidez para a água filtrada e considerando a dosagem de coagulante aplicada, os valores nos FLAs com areia (grãos entre 0,42 a 0,84 mm e tamanho efetivo = 0,5 mm) foram os que mais se aproximaram dos da água fornecidas pelos filtros em escala real da ETA da Lagoa do Peri. A carga hidráulica constante, com a qual os FLAs trabalham, permite avaliar a evolução da perda de carga em função da análise do tempo e do volume filtrado.



Figura 15: Foto do equipamento de jarteste

#### 4.3.2.1 Condições gerais dos ensaios em jarteste

Foi realizada uma série de ensaios, variando a dosagem de coagulante e o pH de coagulação. Simultaneamente, avaliou-se a qualidade da água filtrada através dos FLAs, em relação à remoção de turbidez e cor aparente. O gradiente de mistura rápida utilizado na

pesquisa foi de  $G_{mr} = 1200 \text{ s}^{-1}$ , e o tempo  $t_{mr} = 30 \text{ s}$  e, após a mistura rápida, foi de  $G_{mr} = 112 \text{ s}^{-1}$ . Esses valores estão baseados nos testes de jarros realizados por Sens e colaboradores (2006) no estudo da tratabilidade das águas da Lagoa do Peri – PROSAB 4. Vale lembrar que, em função de ser a filtração direta o sistema de tratamento utilizado nesta pesquisa, os testes de jarros foram realizados somente com mistura rápida.

Os procedimentos utilizados na realização dos ensaios em jarreste foram os seguintes:

- preencher os seis jarros com água tipo I / água tipo III até completar 2 litros;
- acionar a agitação e controlar  $90 \text{ s}^{-1}$ ;
- adicionar volumes crescentes de solução coagulante de sulfato de alumínio e de ácido sulfúrico para manter o pH da solução entre 5 a 7;
- alterar a agitação de  $90$  para  $1200 \text{ s}^{-1}$ , com tempo de mistura de  $30 \text{ s}$ ;
- diminuir o gradiente de velocidade para  $112 \text{ s}^{-1}$ ;
- filtrar através do FLA e descartar os primeiros mL, em seguida, coletar  $30 \text{ mL}$  para medição do pH de coagulação;
- continuar filtrando, após  $20$  minutos de filtração a água era desprezada, coletando-se em seguida os próximos  $50 \text{ mL}$  para as análises de cor e turbidez;
- fazer a limpeza dos FLAs e do equipamento após cada ensaio.

Com os valores de cor e turbidez residual foi construído um diagrama de coagulação para escolher um ou mais pontos de trabalho, isto é, escolher o melhor resultado do binômio: dosagem de coagulante versus pH de coagulação.

Os registros dos parâmetros determinados em cada ensaio foram realizados em formulários específicos, os quais estão apresentados no apêndice C. Os melhores valores do tempo e gradiente de mistura rápida, da dosagem e do pH de coagulação foram utilizados nos ensaios no sistema piloto de Filtração Direta Descendente (FDD). A Tabela 7 apresenta o resumo das condições em que foram realizados os ensaios em jarreste.

Tabela 7 Resumo das condições dos ensaios em jarreste, utilizadas na pesquisa

Produto químico	Sulfato de alumínio (14,5%) = 2% massa/massa Cal hidratada = 5% massa/massa Ácido sulfúrico = 0,05N
Tipo de água	Água da lagoa do Peri, Água de estudo (85%FM + 15% Lagoa)
Gradiente de velocidade de mistura	90 s <sup>-1</sup>
Tempo de contato	1 min
Gradiente de velocidade de mistura rápida	1200 s <sup>-1</sup>
Tempo de mistura rápida	30 s
Granulometria da areia do FLA	0,42 a 0,84 mm
Altura da camada de areia	15 cm
Carga hidráulica para a filtração no FLA	Constante = 11 cm
Parâmetros de controle	pH de coagulação = 5 a 7
	Turbidez = < 1 uT
	Cor aparente = <5 uH

#### 4.3.3 Ensaios para simulação da filtração em margem em coluna filtrante

A simulação da filtração em margem em coluna foi realizada com Água tipo IV, perfazendo um total de cinco ensaios. Para preparar a água, utilizou-se uma cultura de cepa tóxica de *Cylindrospermopsis raciborskii* e água ultrapura. Nesses ensaios, foram avaliadas as remoções das saxitoxinas.

Para a simulação da filtração em margem em coluna, foi construído um sistema piloto contínuo, composto de 20 colunas em série. As colunas foram construídas com tubos de PVC de 100mm, cuja altura é de 2,5m cada, exceto a primeira que é de 5 m, na qual 2,5m iniciais são a câmara de carga (Figura 16).

As colunas foram alimentadas com vazão de 1,5 L/ dia, com taxa superficial de 0,20 m/dia, e tempo de detenção de 50 dias. As colunas foram alimentadas por meio de bomba dosadora, com a água preparada, em diferentes concentrações de saxitoxinas, consideradas altas de 134 e 85,39 µg/L, médias 60,0 e 20,0 e baixas de 6,78 e 10,0 µg/L, preparadas a partir do cultivo e diluídas com água ultrapura. As amostras foram coletadas no topo da coluna em diferentes tempos de percolação (5, 15, 25, 30, 35, 40, 45 e 50 dias) e analisadas por CLAE.

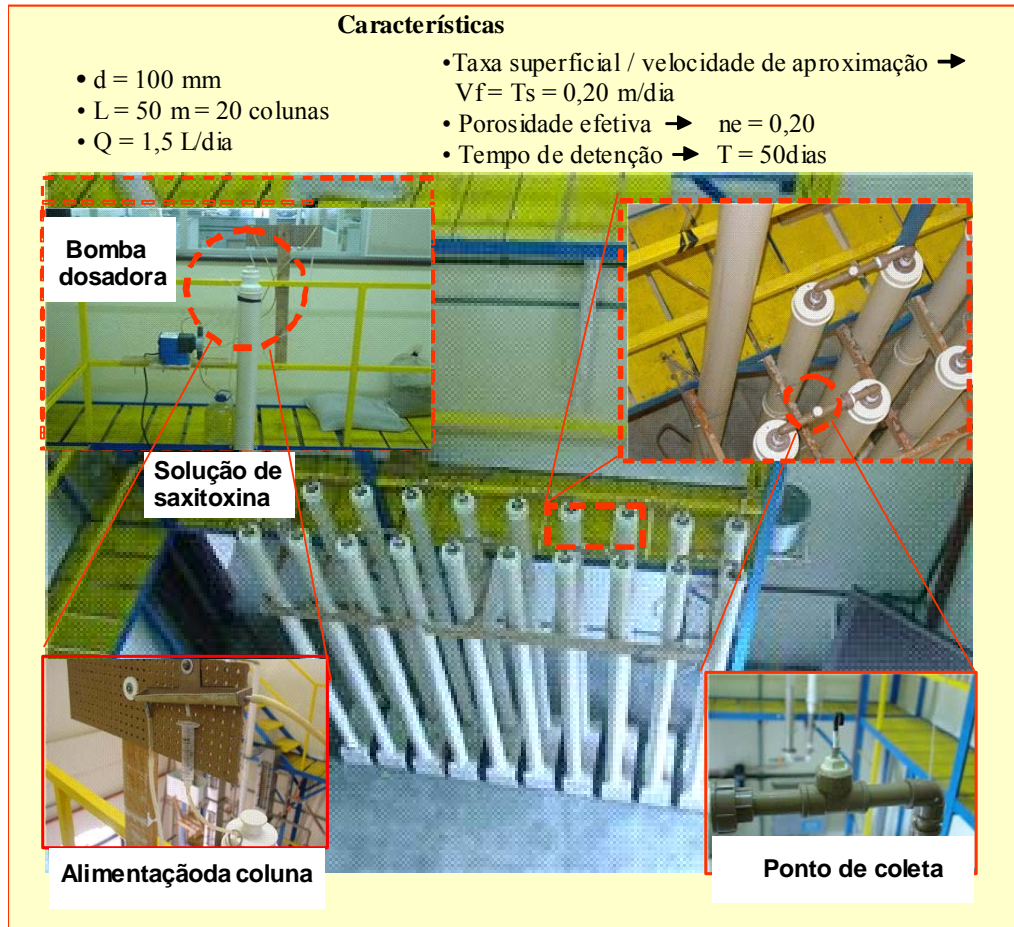


Figura 16:Foto do sistema piloto utilizado na simulação da filtração em margem através de coluna filtrante: ponto de alimentação das colunas e pontos de coleta das amostras do sistema piloto.

#### 4.3.4 Cultivo de cianobactérias

A cepa tóxica produtora de saxitoxinas – cepa T3, cedida pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), foi cultivada no Laboratório de Ficologia (LABFIC) da Universidade Federal de Santa Catarina, onde foi montado o banco para cultivo da *Cylindrospermopsis raciborskii* (Figura 17).

Os cultivos foram renovados, quando atingiam a fase exponencial de crescimento, e monitorados com o auxílio de um microscópio óptico. A densidade de células nos cultivos foi estimada por meio da contagem em câmara de Neubauer. As células provenientes dessas culturas foram empregadas nos ensaios em bancada.

A utilização de células cultivadas em laboratório, nos ensaios, foi de fundamental importância, pois permitiu uma avaliação do processo de filtração em margem sob condições

controladas. A principal justificativa para a execução dessa etapa foi a obtenção de dados para avaliar o potencial da filtração em margem na remoção das saxitoxinas.



Figura 17: Foto da sala de cultivo da cepa T3 de *Cylindrospermopsis raciborskii*.

#### 4.3.4.1 Manutenção e cultivo da cepa T3 de *Cylindrospermopsis raciborskii*.

As cepas foram mantidas em tubos de ensaio, com 10 mL de meio ASM<sub>1</sub>, sem restrição de nitrogênio, à temperatura de 22<sup>o</sup>C, luminosidade aproximada de 50  $\mu\text{mol photons/m}^2/\text{s}$  e fotoperíodo de 12 horas. As repicagens foram realizadas semanalmente, transferindo-se 1ml do cultivo para tubos com meio novo.

A produção em massa foi realizada nas mesmas condições acima citadas, iniciando-se com a transferência de 5 mL do cultivo para tubos com 10 mL de meio novo. Após três ou quatro dias, o conteúdo de dois tubos foi inoculado em um erlenmeyer com 50 mL de meio ASM<sub>1</sub>. O volume de cultivo foi gradativamente aumentado, até atingir o volume desejado para a realização dos experimentos dessa pesquisa.

## 4.4 SISTEMA PILOTO DE TRATAMENTO DA FILTRAÇÃO EM MARGEM E DA FILTRAÇÃO DIRETA DESCENDENTE

Foram realizados várias carreiras de filtração em escala para avaliar a sequência de tratamento, envolvendo a filtração em margem e a filtração direta descendente, na remoção das células de cianobactérias em especial a *Cylindrospermopsis raciborskii* e das saxitoxinas,



cujo sistema piloto está indicado na Figura 18. Esses ensaios foram feitos com a água tipo I (água da lagoa do Peri) e com a água tipo III, alternadamente, e as investigações experimentais foram divididas em duas séries e as condições de coagulação foram definidas com base nos ensaios de bancada.

#### 4.4.1 Descrição do Sistema Piloto

A descrição do sistema piloto pode ser acompanhada por meio de consulta à Figura 18, que apresenta o esquema geral da instalação experimental construída no LALP, composta das unidades de filtração em margem, coagulação e filtro descendente.

A seguir, é apresentada a descrição de cada unidade da instalação.

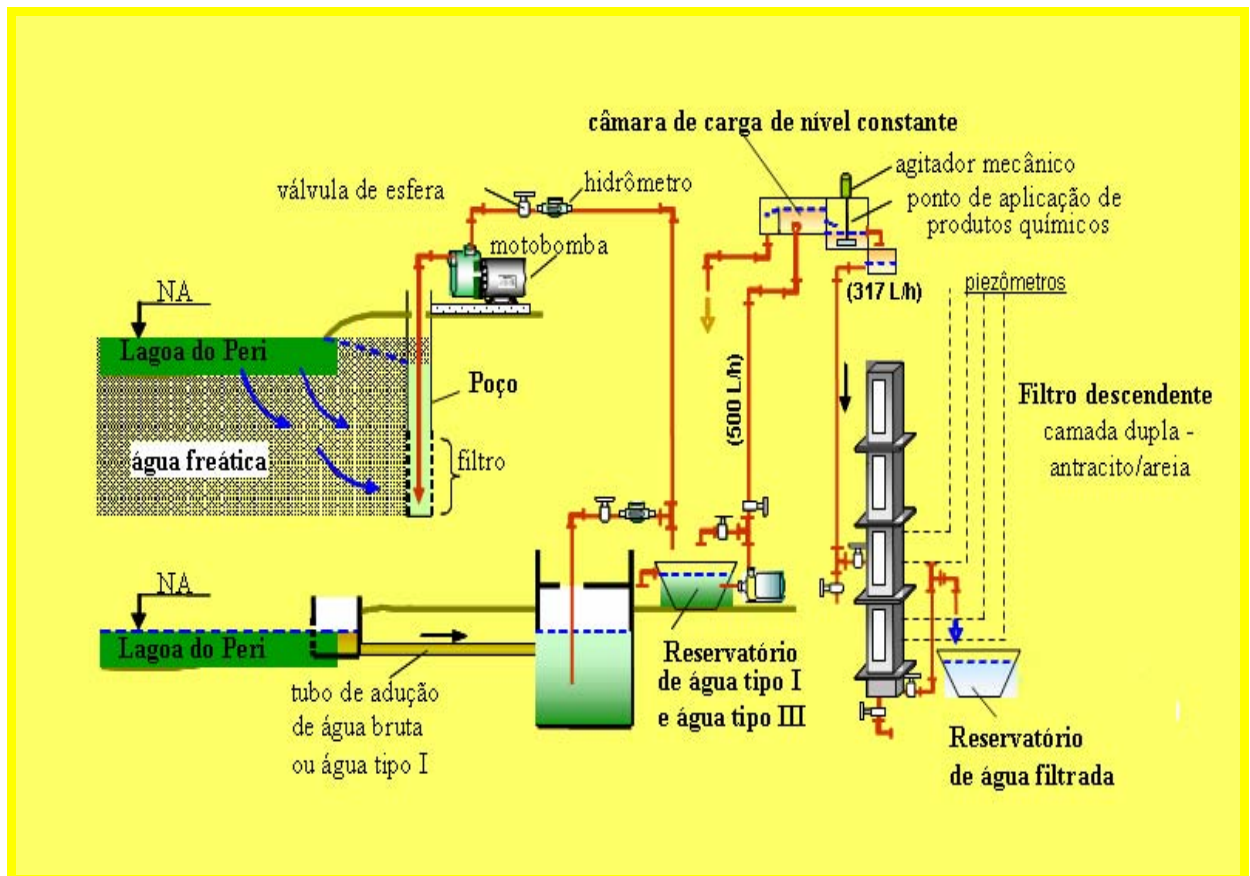


Figura 18: Esquema da instalação piloto da unidade de filtração em margem (poço) e da unidade da filtração direta descendente.

##### 4.4.1.1 Unidade de filtração em margem

Para os estudos sobre filtração em margem, foi construído um sistema piloto na margem da lagoa do Peri (Figuras 18 e 19), visando a avaliar o potencial de remoção de

cianobactérias e suas saxitoxinas. A seguir, são descritos os parâmetros utilizados na implantação desse sistema.

Inicialmente, foram levantadas as seguintes informações sobre o local e o sistema a ser construído: localização geográfica (carta topográfica do IBGE – Escala 1:50000), fotografias; distância da lagoa até o mar; tipo de solo (sondagens realizadas para a construção da captação da ETA); vazão a ser extraída (em função da vazão de alimentação do sistema piloto de filtração direta). As informações obtidas foram enviadas para o Professor Thomas Grischek, Ph.D (Institute for Water Chemistry - Dresden University of Technology - Dresden, Germany).

Com base nas orientações iniciais do Professor Thomas Grischek, o poço foi construído a uma distância de 20 m da margem da lagoa do Peri. Foi aberto com o diâmetro de 100 mm e profundidade inicial de 6 m, conforme mostrado, esquematicamente, na Figura 19. Posteriormente, em função da qualidade da água produzida no poço, com muita cor e odor, atribuída a bolsões de solo ricos em matéria orgânica nos primeiros 4 m de profundidade, o poço foi aprofundado até atingir 12 m. O revestimento foi feito com tubo de PVC de diâmetro 75 mm, com filtro (ranhuras) apenas nos últimos 4m, envolvido com Bidin, conforme ilustra a Figura 19.

Também foram construídos poços de proteção em cada lado do poço principal, distantes 20 m da lagoa, e dois piezômetros entre a lagoa e o poço principal (Figura 19). Os poços de proteção foram previstos para assegurar que a água bombeada do poço principal fosse oriunda, preferencialmente, de infiltrações recentes através das margens da lagoa. Para viabilizar esses procedimentos, foram instaladas bombas nesses poços. Avaliações posteriores, sobre o escoamento do lençol freático na área de estudo, mostraram que os poços de proteção não precisariam ser utilizados, em função da vazão extraída do poço principal.

Com base em sondagens posteriores, nas análises granulométricas do solo, nos testes de infiltração, nos ensaios de bombeamento, realizados no PROSAB 4, foram obtidas as seguintes informações:

- o solo é formado basicamente por sedimentos marinhos;
- a partir da superfície até 1 metro de profundidade, encontra-se uma camada de areia mais escura, resultado da mistura com matéria orgânica vegetal decomposta;

- entre 1 e 4 metros, predomina areia fina clara, com ocorrência de bolsões de matéria orgânica misturada;
- entre 4 e 18 metros, predomina areia fina branca (tamanho efetivo 0,1 a 0,14 mm), com uma fração argilosa menor que 1%;
- entre 18 a 23 metros, ocorre uma camada argilosa.

Considerando como altura da camada saturada do aquífero  $D = 18\text{m}$ ; porosidade efetiva  $n_e = 0,20$ ; distância do poço principal até a margem  $L = 20\text{m}$ ; vazão bombeada  $Q = 24\text{ m}^3/\text{d}$ ; condutividade hidráulica  $K = 9\text{ m/d}$ ; rebaixamento do lençol medido dentro do poços =  $0,60\text{ m}$  (após 48h de bombeamento  $t = 2\text{ d}$ ); resultou em um tempo de percurso do soluto de 14 dias e velocidade de infiltração de  $1,4\text{ m/d}$ .

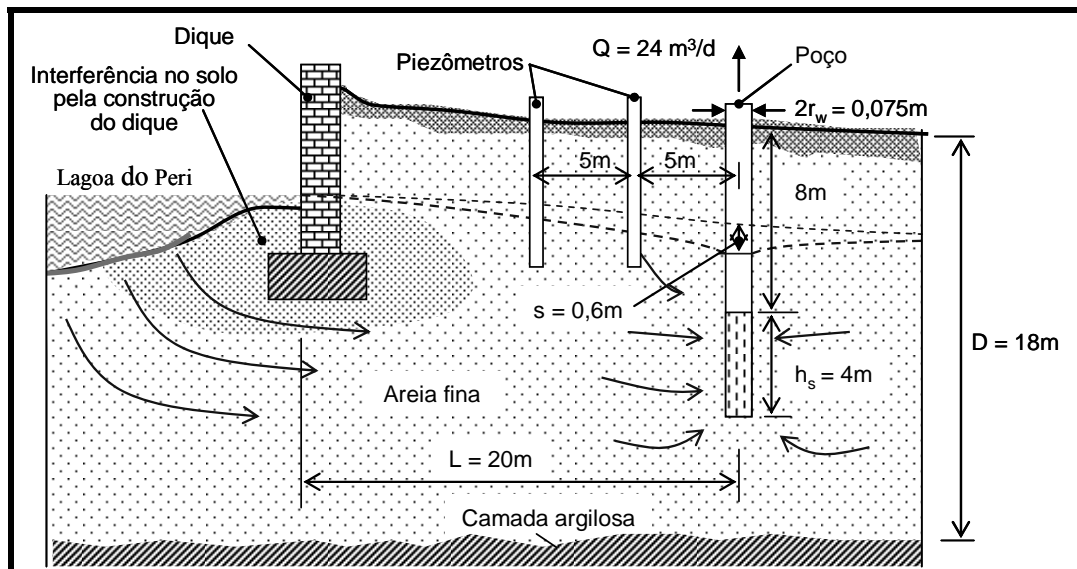


Figura 19: Corte esquemático do sistema piloto de filtração em margem na lagoa do Peri

Fonte: Extraído de Sens, *et al.* (2006) - PROSAB 4

Na área experimental, foram construídos 12 piezômetros com o objetivo de identificar o comportamento do escoamento das águas subterrâneas na região próxima do poço de captação. As principais características dos piezômetros são: tubos de PVC diâmetro 40mm, com 6m de comprimento, ranhurados e revestidos com manta Bidin em toda sua extensão.

A Figura 20 apresenta uma avaliação sem bombeamento, ou seja, mostra o comportamento natural do caminho da água do lençol freático. Observa-se que a água se infiltra através das margens da lagoa em direção ao poço de captação. Após passar pela região do poço, a água flui em direção ao canal sangradouro. Percebe-se que a água subterrânea



#### 4.4.1.2 Câmara de chegada de água bruta e da água de estudo

O sistema piloto foi alimentado por gravidade com água bruta (Água I) e com água de estudo (Água III). A mistura da água filtrada em margem com água bruta foi devido à água filtrada em margem ser de excelente qualidade e não necessitar de tratamento posterior, impossibilitando a avaliação da filtração direta descendente.

O tratamento complementar foi utilizado, pensando na possibilidade de que outras regiões poderão não fornecer água filtrada em margem com a mesma qualidade que as águas da Lagoa do Peri.

As águas foram direcionadas para um reservatório de PVC, com capacidade de 200L (Figura 21). A entrada das águas do tipo I e do tipo III na câmara de chegada também denominada de reservatório 1 foi controlada por torneira bóia e, para garantir o nível constante, por um extravasor. Devido ao seu pequeno volume, o reservatório propicia tempo de detenção hidráulica da ordem de 5 a 10 minutos, sendo esse um dos pontos de coleta das amostras durante o experimento.

A partir dessa unidade, a água era bombeada para uma câmara de nível constante e, por gravidade, alimenta o sistema de filtração direta descendente. A bomba trabalhava afogada e possuía na linha de recalque um sistema de recirculação e um medidor eletrônico de vazão, recalcando aproximadamente 500 L/h de água. O excesso das águas bombeadas para câmara de nível constante retorna para o reservatório 1.



Figura 21: Foto da câmara de carga (reservatório 1) da Água tipo I e da Água tipo III

#### 4.4.1.2.1 *Câmara de carga de nível constante*

A câmara recebe água do reservatório 1 e, através de uma placa com orifício de diâmetro previamente calibrado, alimenta a câmara de mistura rápida e o filtro de escoamento descendente com vazão praticamente constante. Essa câmara foi construída em chapa de aço inoxidável. Nessa unidade, há um vertedor que faz o nível d'água sobre a crista oscilar, no máximo 2 mm, e mantém a carga hidráulica praticamente constante ( $276 \pm 2$  mm) sobre um orifício com descarga livre. Isso ocorre devido às possíveis oscilações no sistema de bombeamento da água proveniente do reservatório 1.

#### 4.4.1.3 Unidade de mistura rápida

A unidade de mistura rápida foi constituída por uma câmara de contato e agitador mecânico. Essa unidade recebeu água oriunda da câmara de nível constante. Seu volume pode ser ajustado através de um tubo roscável de comprimento variável, conectado a uma curva voltada para cima, para regular o nível de água no interior de uma pequena câmara, na qual foi realizada a mistura rápida de soluções de sulfato de alumínio e ácido sulfúrico (descritos

no item 3.2.2). Essa mistura foi aplicada através de bombas dosadoras do tipo pistão, em concentrações determinadas nos ensaios de bancada. A dispersão dessas soluções foi feita por agitador mecânico.

O agitador possuía controle de rotação e paletas recambiáveis. Dessa forma, foi possível ajustar essa unidade para que operasse com o gradiente ( $G$ ) de  $1200s^{-1}$  e tempo ( $t$ ) de detenção de 60 segundos, condições ótimas baseadas nos estudos de tratabilidade feitos por Sens e colaboradores (2006) para o PROSAB 4. Em seguida, a água era direcionada para o filtro de escoamento descendente, passando antes por um distribuidor de vazão que fornece 317L/h. A Figura 22 mostra uma foto da unidade de mistura rápida.

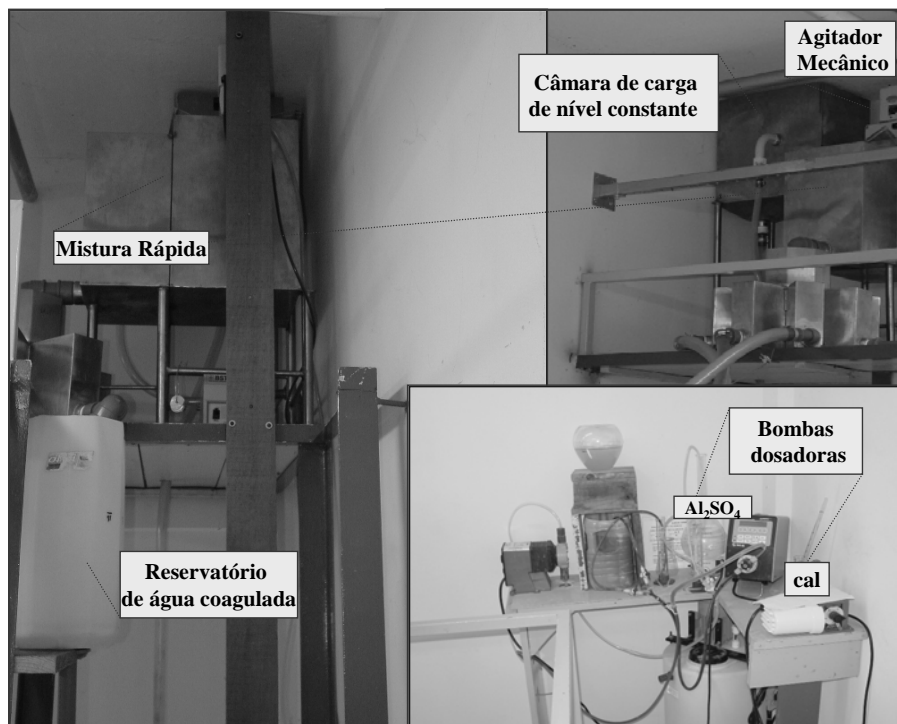


Figura 22: Unidade de mistura rápida e das bombas dosadoras dos produtos químicos

#### 4.4.1.4 Unidade de filtração de escoamento descendente

O filtro de escoamento descendente, construído em aço inoxidável, possuía seção interna quadrada de 19,5cm x 19,5cm e 4,2m de altura. Foi composto por uma base de 0,2m de altura, com um fundo falso, construído com uma chapa perfurada para sustentar a camada suporte. Possui quatro módulos (unidos por flange com anel de borracha para vedação) de 1 metro de comprimento cada. Os módulos possuem visores laterais, em chapa de acrílico transparente, para visualizar o meio filtrante durante a limpeza do leito, e várias tomadas laterais com roscas internas para entrada da água coagulada, saída da água filtrada, saída da

água de lavagem e para os piezômetros de controle de perda de carga. Além de obedecer as recomendações com relação à minimização dos efeitos de parede.

O meio filtrante foi composto de forma a representar as características dos filtros da ETA da lagoa do Peri. O material filtrante granular é formado de camada de antracito e areia. A composição granulométrica do filtro é mostrada na Tabela 8. A taxa de filtração do filtro foi constante, na ordem de  $200 \text{ m}^3/\text{m}^2$  dia, e a carga hidráulica foi variável. O monitoramento da perda de carga foi realizado por um conjunto de oito piezômetros, instalados desde a base até topo do leito filtrante.

Tabela 8 Composição granulométrica do filtro descendente, utilizado no sistema piloto de tratamento

<b><u>CAMADA FILTRANTE</u></b>		
Composição: Camada dupla de antracito e areia		
Características	Camada	
	Antracito	Areia
Espessura da camada	90cm	30 cm
Diâmetro efetivo dos grãos	1,1mm	0,50 mm
Coefficiente de desuniformidade (CD)	1 a 1,1	< 2
<b><u>CAMADA SUPORTE</u></b>		
<b>Espessura total: 35cm</b>		
Composição		
Subcamadas	Espessura (cm)	Diâmetro (mm)
<b>Topo</b>	<b>5</b>	<b>19,0 a 12,7</b>
<b>6ª camada</b>	<b>5</b>	<b>12,7 a 6,4</b>
<b>5ª camada</b>	<b>5</b>	<b>6,4 a 3,2</b>
<b>4ª camada</b>	<b>5</b>	<b>3,2 a 1,6</b>
<b>3ª camada</b>	<b>5</b>	<b>3,2 a 6,4</b>
<b>2ª camada</b>	<b>5</b>	<b>6,4 a 12,7</b>
<b>Base</b>	<b>5</b>	<b>12,7 a 19,0</b>

As carreiras de filtração foram realizadas até que a perda de carga total no meio filtrante atingisse 2m ou quando a qualidade da água filtrada apresentasse crescente degradação (transpasse do filtro). Após cada carreira de filtração, o filtro foi lavado com água filtrada e ar, conforme procedimento realizado pela ETA da Lagoa do Peri, descrito no item 4.4.1.4.1. A Figura 23 apresenta o esquema da unidade de filtração direta descendente.



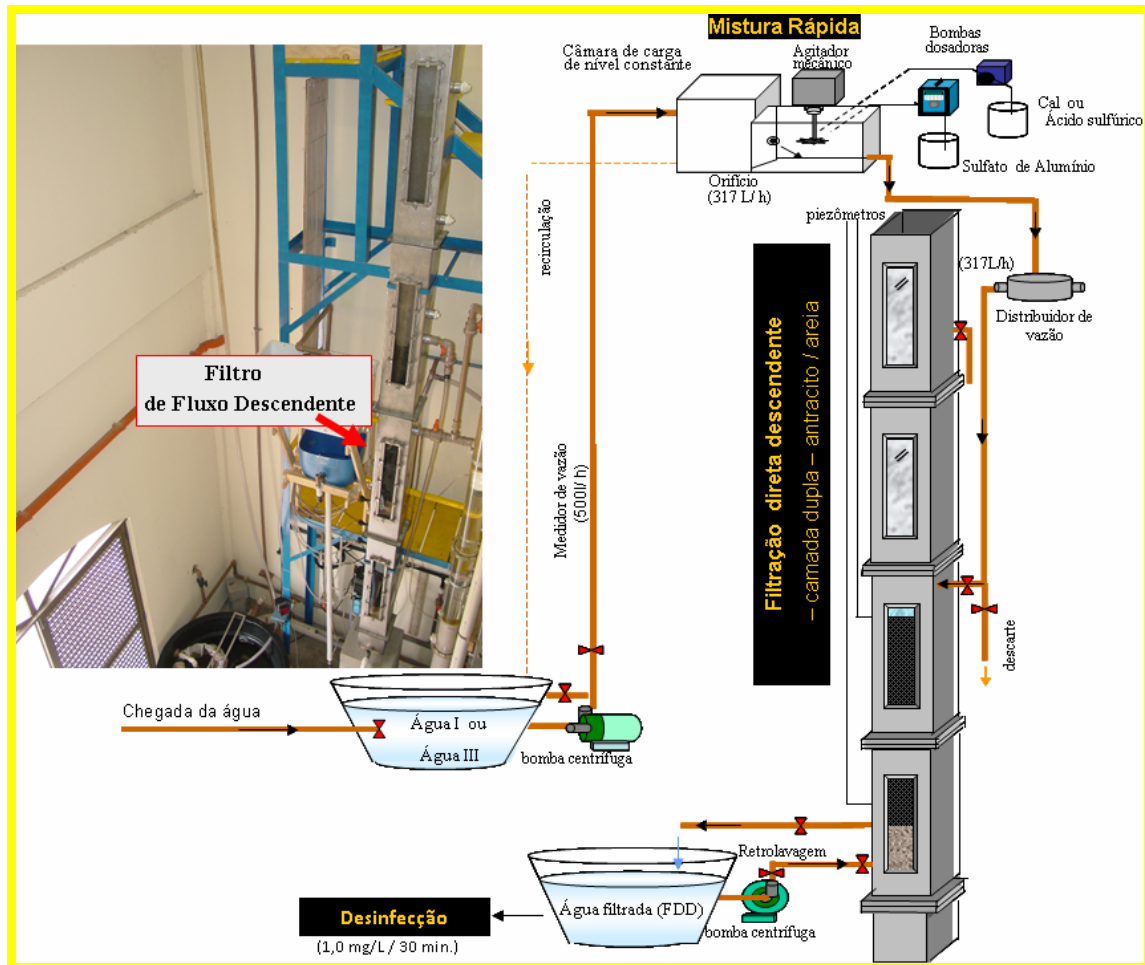


Figura 23: Equema da unidade de filtração direta descendente.

#### 4.4.1.4.1 Sistema de lavagem do filtro

O filtro foi lavado por bombeamento de água filtrada, produzida na unidade piloto. O sistema de lavagem do filtro permite variar a velocidade ascensional de água de 0,5 a 2,0 m/min. O controle da vazão da água para limpeza foi feito com medidores eletrônicos do tipo turbina, inseridos na linha de recalque e, também, por um sistema duplo de válvulas (uma válvula com abertura predefinida e uma válvula para abertura e fechamento completo). O filtro descendente tem um sistema auxiliar de limpeza com ar comprimido, fornecido pelo compressor que atende a ETA. O controle da vazão de ar foi feito por regulador de pressão, manômetros e uma curva de calibração medida por rotâmetros previamente aferidos.

O sistema de limpeza contra-corrente com ar revolve o meio granular e provoca a remoção do material nele retido. Posteriormente, a água lava os espaços entre os grãos e leva o material removido, não sendo necessário expandir o leito filtrante.

A preparação do filtro a ser lavado se inicia, fechando o acesso de água a ele. Isso faz com que a filtração continue até que uma coluna de água, de aproximadamente 20cm, persista sobre o leito. Após fechar a saída de água filtrada, injeta-se ar sob o leito, com velocidade ascensional de cerca de 1m/min, durante cinco minutos. Em seguida, a injeção de ar é interrompida e introduz-se a água filtrada sob o filtro. Após essa limpeza, o filtro pode ser recolocado em operação.

#### 4.4.1.4.2 Reservatório de água filtrada

O reservatório de água filtrada (reservatório 2) tem capacidade para armazenar 2500 litros. A água produzida durante a execução de uma carreira de filtração foi constantemente renovada através de um extravasor, obtendo o volume necessário à operação de lavagem do filtro.

Parte da vazão de água filtrada foram coletadas na canalização de alimentação do reservatório 2 e receberam adição do cloro para simular a etapa de desinfecção.

#### 4.4.1.5 Unidade de desinfecção

A desinfecção final foi realizada em regime de batelada, com uma solução de hipoclorito de sódio e teor de cloro ativo conhecido, determinado em laboratório. Essa etapa foi realizada com dosagem de 1,0mg/L de cloro ativo e tempo de contato de 30 minutos. Foram executadas “carreiras de filtração” com e sem a etapa de desinfecção final por cloro.

### 4.5 PARÂMETROS DE CONTROLE

As carreiras de filtração tiveram seu desempenho avaliado mediante conjuntos de parâmetros físico-químicos e biológicos. Os parâmetros, os métodos e os equipamentos utilizados estão descritos na Tabela 9.

Tabela 9 Parâmetros, métodos e equipamentos utilizados

<b>Parâmetros</b>	<b>Métodos e Equipamentos de Medida</b>
Absorbância 254 nm	Espectrofotômetro DR 4000-HACH
pH	Potenciométrico – pHmetro HACH
Cor Aparente (uH)	Espectrofotometria – $\lambda = 455\text{nm}$ – Espectrofotômetro DR 2010-HACH
Turbidez (uT)	Neofelométrico, utilizando-se aparelho TURBIDIMETER 2100-P HACH
COT (mg/L)	Colorimétrico – Espectrofotômetro DR 2010-HACH
Densidade do Fitoplâncton (células/mL)	UTERMÖHL– HASLE – microscópio invertido LEITZ
Temperatura °C	Termômetro de mercúrio, escala de 10 a 100°C – modelo INCODERM
Cloro (mg/L)	Titulação – Iodométrico
Saxitoxinas ( $\mu\text{g/L}$ ) STX, dc-STX, Neo-STX, GTX5, GTX4, GTX3, GTX2, GTX1, dc-GTX3 e dc- GTX2	Cromatografia líquida de alta eficiência c/ derivatização pós-coluna e detecção por fluorescência (Oshima,1995).
Vazão (L/min)	Volumétrico – medidores eletrônicos tipo turbina
Perda de carga (m)	Piezômetros

As carreiras de filtração foram executadas, utilizando água sem e com filtração em margem. As análises foram realizadas segundo *Standard Methods*. (APHA, WEF, AWWA, 1989). Os acompanhamentos dos ensaios foram feitos com planilhas, cujo modelo se encontra no apêndice C. Os métodos de determinação e quantificação da análise taxonômica, contagem de *Cylindrospermopsis raciborskii* e saxitoxinas estão descritos nos itens que se seguem.

#### 4.5.1 Análise Taxonômica

Para identificação do fitoplâncton, as amostras fixadas com formol a 1% foram analisadas ao microscópio Olympus BSC, e os organismos foram medidos no LABFIC, Departamento de Botânica da UFSC.

#### 4.5.2 Densidade do Fitoplâncton (Indivíduos/mL)

Para estimar a densidade do fitoplâncton (Indivíduos./mL), subamostras foram contadas em microscópio invertido LEITZ, modelo DIAVERT, com aumento de 400 vezes,

em câmara de sedimentação, de acordo com o método de Utermöhl, descrito em Hasle (1978, citado por LAUDARES-SILVA, 1999).

Os volumes sedimentados foram de 2mL, 5mL e 10mL, dependendo da densidade do material. As câmaras foram montadas com uma gota de lugol para propiciar a sedimentação de espécies com aerótopos. O tempo de sedimentação foi superior ao tempo mínimo de três horas para cada centímetro de altura da câmara, conforme preconizado por Margalef (1983, *apud* HUSZAR, 1994) e citado por LAUDARES - SILVA (1999).

Os indivíduos foram contados em campos aleatórios, e os números de campos contados foram o suficiente para alcançar 100 indivíduos da espécie mais abundante. Conforme Lund *et al.* (1958, citados por LAUDARES-SILVA, 1999), o erro obtido foi de  $\pm 20\%$  e com 95% de confiança. A densidade foi calculada pela seguinte fórmula. (TORGAN, 1997, citado por LAUDARES-SILVA, 1999):

$$\text{mL contados} = \frac{\text{sc} \times \text{nc} \times \text{h}}{10^9} \quad (21)$$

$$\text{Fator} = \frac{1 \text{ mL}}{\text{mL contados}}$$

Onde: sc = superfície de campo ( $\mu\text{m}$ )

nc = n°. de campos contados

h = altura da câmara (mm)

Indivíduos/mL = Fator x n°. de indivíduos contados

Foi calculada para a espécie de cianobactérias *Cylindrospermopsis raciborskii* a densidade em células/ml.

#### 4.5.3 Processamento das amostras para as análises de saxitoxinas

As amostras contendo saxitoxinas precisam passar por um processo de extração e pré-purificação antes de serem submetidas às análises em HPLC. Por se tratar de uma técnica extremamente sensível, outras substâncias podem dificultar a interpretação dos cromatogramas. Esse procedimento foi de fundamental importância para se obter uma maior precisão na determinação da concentração das toxinas.

#### 4.5.3.1 Extração

Quando as toxinas presentes na amostra se encontram no interior das células viáveis (toxina intracelular), é necessário promover a lise das células e consequente liberação das toxinas para o meio líquido antes de serem analisadas por CLAE.

No experimento, as amostras das águas destinadas à análise de saxitoxinas foram filtradas a vácuo, em membrana de microfibras de vidro, com abertura de poro de 1,22 $\mu$ m, para a quantificação separada da toxina intracelular e dissolvida. Na extração da toxina intracelular, o filtro contendo o material retido foi picotado e imerso em solução de ácido acético 0,1M, em seguida, ultrasonicado por 1 min. e filtrado. O precipitado foi novamente extraído com solução de ácido acético sob as mesmas condições anteriores (esse processo foi realizado por três vezes consecutivas), e os sobrenadantes foram combinados. Logo após, esse material foi submetido ao processo de purificação e concentração descrito no item 3.4.3.2.

#### 4.5.3.2 Purificação

As amostras para análise de saxitoxinas dissolvidas, assim como as provenientes do processo de extração, foram pré-purificadas e com cartucho C18. Com a seringa seca, foi acondicionado um cartucho de fase reversa C18 com 10 mL de metanol (MeOH), e realizada a secagem do cartucho com a própria seringa. Utilizou-se 10 mL de água ultrapura, em uma seringa completamente seca, para a drenagem e o equilíbrio da coluna. Após, com uma outra seringa, adicionou-se 3 mL da amostra, dispensando os primeiros 1,5 mL e recolhendo o restante. O procedimento adotado para esse fim foi baseado na metodologia descrita por Oshima (1995). Esse material foi analisado por CLAE.

#### 4.5.4 Análises de saxitoxinas

O método a ser utilizado para detecção de saxitoxinas, como citado anteriormente, foi a Cromatografia Líquida de Alta Resolução com derivatização pós-coluna e detecção de fluorescência (HPLC-CLAE). As análises por CLAE foram realizadas sob as condições descritas na Tabela 10 e baseadas na metodologia proposta por Oshima (1995), com algumas modificações.

Tabela 10 - Condições adotadas para as análises de saxitoxinas

Parâmetros	Condições
Coluna	coluna de fase reversa C-8
<i>Fase móvel:</i>	
STX e neo-STX	
GTXs (GTX1 – GTX5 e dcGTX2 e dcGTX3)	
Vazão	0,6 mL/min
Composição (STXs)	2 mM de 1– heptanosulfonato de sódio em 30 mM de fosfato de amônio, pH 7,1 e acetionitrila 10:5
Composição (GTXs)	2 mM de 1- heptanosulfonato em 10 mM de fosfato de amônio, pH7,1
<i>Reagente oxidante</i>	
Vazão	0,45 mL/min.
Composição	7 mM de ácido periodico em 50mM de tampão fosfato de potássio pH 9
Reação	10 metros de tubos de Teflon e 0,5 mm d.i. a 85°C (forno ar seco)
<i>Acidificante</i>	
Vazão	0,2 mL/min.
Composição	500 mM de ácido acético (temperatura ambiente)
<i>Detecção</i>	
Excitação	330 nm
Emissão	390 nm

O sistema de análise das toxinas utilizado consistiu de uma bomba para CLAE (Shimadzu LC-10AD); um injetor de amostra com *loop* de 100 µl ou um autoinjeter; uma coluna de fase reversa (Shimpack C-8, 150 x 4,6mm d.i., Shimadzu); duas bombas peristálticas, sendo uma para a injeção do ácido periódico, e outra para o tampão fosfato de potássio; 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; uma terceira bomba peristáltica para a injeção de ácido e um detector de fluorescência (Fluorímetro FR 551 Shimadzu, de 330 nm de excitação e 390 nm de emissão, ganho de 16 vezes e de alta sensibilidade). A Figura 24 apresenta o esquema do sistema.

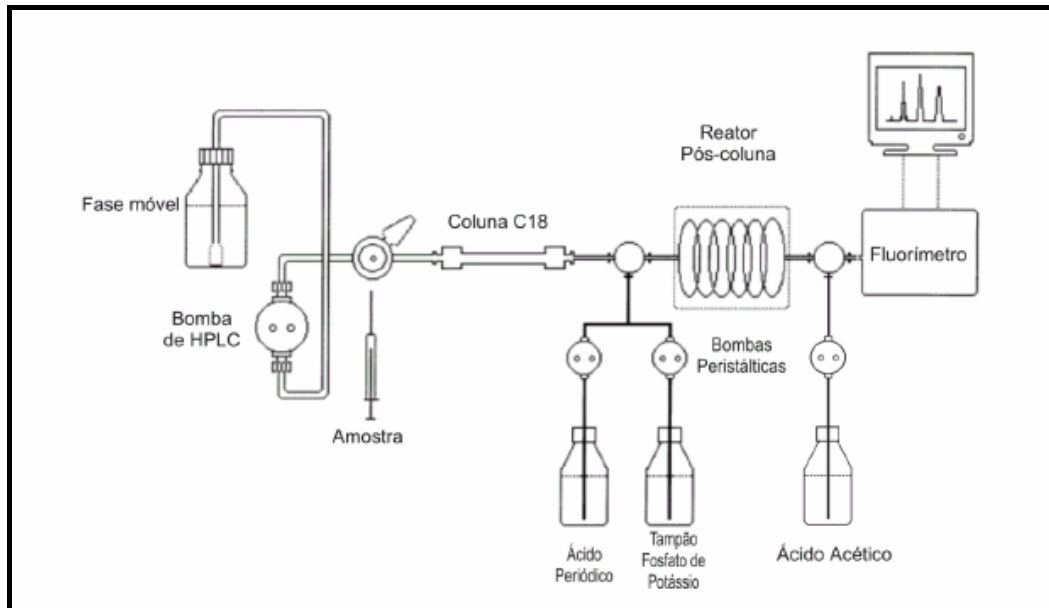


Figura 24: Sistema de HPLC com reator pós-coluna para a análise de saxitoxinas

Fonte: Adaptado de Chen e Chou (2002), extraído de Arantes, 2004.

O grupo das saxitoxinas compreende mais de 20 variantes. No entanto, neste trabalho, foi realizada a detecção apenas de saxitoxina (STX), neo-saxitoxina (Neo-STX) e as GTXs (GTX1a GTX5, dcGTX2 e a dcGTX3), por serem as principais toxinas produzidas pela cepa de *Cylindrospermopsis raciborskii*, encontrada na lagoa do Peri, e, também, por serem as toxinas para as quais se dispõe padrão.

A fase móvel para STX e neo-STX consiste de 2mM de 1-heptanosulfonato de sódio, em 30 mM de fosfato de amônio 30mM (pH 7,1), contendo 10:5 de acetonitrila. Na fase móvel das GTX1 a GTX5, dcGTX2 e dcGTX3, utilizou-se 2mM de 1-heptanosulfonato em 10 mM de fosfato de amônio (pH 7,1). Ambas as fases trabalharam com fluxo de 0,6 mL/min..

O efluente da coluna foi continuamente oxidado com ácido periódico 7mM, em tampão de fosfato de potássio 50 mM (pH 9,0 - 0,45 mL/min), durante a passagem pelo tubo de Teflon e depois acidificado com ácido acético 500 mM (vazão de 0,2 mL/min), antes de chegar ao detector de fluorescência. Foi injetado 100 µL de amostra e 25µL do padrão, com tempo de corrida em torno de 35 minutos. A Figura 24 apresenta um esquema do procedimento da análise de cromatografia. Tanto a fase móvel quanto as demais soluções empregadas na análise foram preparadas a partir de reagentes grau HPLC e água ultrapura (MilliQ).

#### **4.5.5 Curva de calibração**

Para a detecção e quantificação de saxitoxinas, nas amostras dos experimentos de filtração em margem e filtração direta, foi necessário construir uma curva de calibração para as toxinas. Dessa forma, foram injetadas, em triplicata, diferentes concentrações de um coquetel de padrão de saxitoxina, neo-saxitoxina e dcSTXs e outro coquetel de GTXs, utilizando-se o *loop* de 100 µl. Os padrões, à princípio, foram cedidos pelo Prof. Dr. Luis Antonio de Oliveira Proença, do laboratório de Oceanografia Biológica (CCTMar) da Universidade do Vale do Itajaí - SC.

As concentrações utilizadas apresentaram uma fração cromatográfica dentro do tempo de retenção, num total de 35 minutos de corrida cromatográfica, da qual resultou uma área específica. A partir dos dados obtidos foi traçada a curva de calibração ou curva padrão.

Para a identificação da presença das toxinas nas amostras, foram comparados os tempos de retenção dos picos identificados nos cromatogramas das amostras aos dos cromatogramas das toxinas padrão. A área da fração cromatográfica, identificada como sendo a toxina, foi quantificada a partir da curva padrão, e o valor encontrado foi corrigido de acordo com a relação entre o volume inicial da amostra submetida à concentração e ao volume final do material concentrado (fator de concentração).

#### **4.6 PONTOS DE COLETA E TRATAMENTO DAS AMOSTRAS**

Os pontos de coletas das amostras, as análises físico-químicas e biológicas, executadas durante a pesquisa podem ser observados na Figura 25.



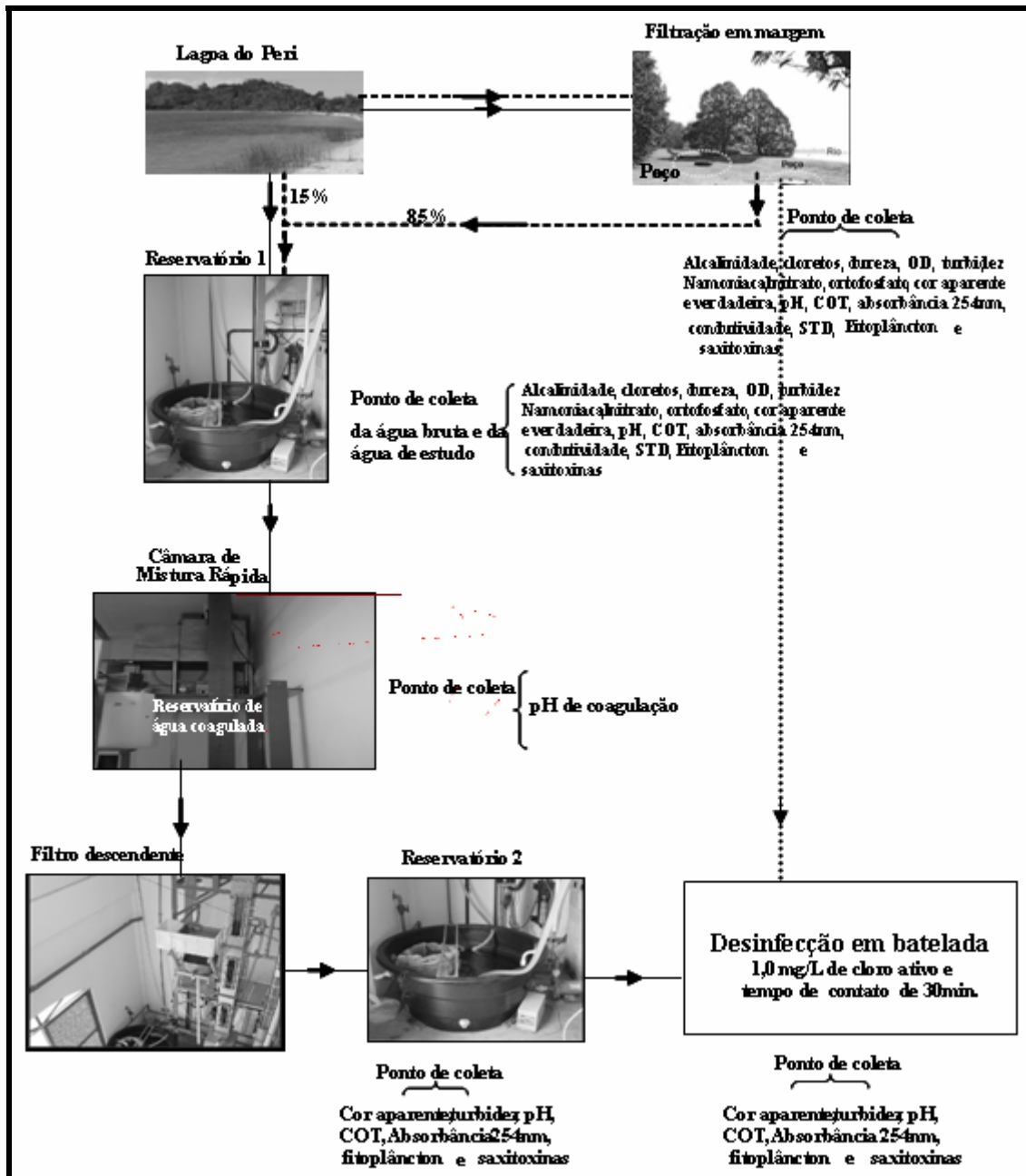


Figura 25: Esquema dos pontos de coletas de amostra e das análises dos ensaios realizados

As amostras foram coletadas em frascos de vidro ambar e de polietileno esterilizados, para evitar qualquer contaminação, com volume suficiente para realizar as análises determinadas. As análises de leitura direta, como turbidez, cor aparente, pH, temperatura e vazão foram feitas após a coleta das amostras. As demais, como fitoplâncton (*Cylindrospermopsis raciborskii*), saxitoxinas, COT, absorvância em 254nm, foram preservadas e armazenadas em geladeira para análise posterior. Os procedimentos utilizados para o tratamento das amostras são apresentados a seguir:

- as amostras para as análises de fitoplâncton (*Cylindrospermopsis raciborskii*) foram coletadas e preservadas em 1% de formol, sendo, logo após, armazenadas em geladeira. Na sequência, foram encaminhadas para o Laboratório de Ficologia (LABFIC) do Departamento de Botânica da UFSC para serem analisadas;
- amostras para análises de saxitoxinas dissolvidas e intracelulares foram coletadas. As amostras para a análises das toxinas dissolvidas foram filtradas em membrana de fibra de vidro de 1,22 $\mu$ m, em seguida refrigeradas até o momento da realização das análises. As amostras para as análises intracelulares também foram filtradas em membrana de fibra de vidro de 1,22 $\mu$ m, e as membranas foram refrigeradas e mantidas no escuro até o momento das análises, para evitar a degradação das toxinas. No entanto, esse armazenamento durou o mínimo possível. As análises foram realizadas no laboratório de Oceanografia Biológica (CCTMar) da Universidade do Vale do Itajaí.;
- as amostras para análises de COT e absorbância em 254nm foram coletadas e armazenadas no *freezer*, e as análises conduzidas no LALP.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os dados descritos, neste capítulo, referem-se ao monitoramento das águas do manancial Lagoa do Peri, das águas filtradas em margem e de estudo, como também da adsorção e remoção da saxitoxinas através do material sedimentar do manancial Lagoa do Peri. Além disso, são apresentados os dados da duração das carreiras de filtração e da qualidade das águas filtradas, sobretudo em termos de remoção das células das cianobactérias em especial a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* e de suas saxitoxinas. As carreiras de filtração foram conduzidas alternadamente com e sem a filtração em margem e com e sem desinfecção com cloro. Os resultados obtidos e as discussões contendo as considerações pertinentes serão apresentados separadamente a cada etapa da investigação experimental.

### 5.1 PRIMEIRA ETAPA

#### 5.1.1 Caracterização das águas do manancial da Lagoa do Peri, da Filtrada em margem e de Estudo

Os dados descritos se referem ao monitoramento das águas do manancial Lagoa do Peri (Água I), no período de junho de 2004 a dezembro de 2005. As Tabelas com os resultados obtidos nos ensaios para a determinação da qualidade das águas I são apresentados no apêndice (A1).

Na Tabela 11, são apresentados os valores médios e o desvio padrão de alguns parâmetros físicos de qualidade, considerados limitantes para o tratamento de água através da filtração direta descendente. Segundo Kawamura (2000), Pádua (2001), Di Bernardo (2003) e Dalsasso (2005), em 90% do tempo, a turbidez deveria ser menor que 10 uT e 100%, menor que 100 uT (Tabela 4).

Diante dos resultados apresentados na Tabela 11, observa-se que o valor máximo de turbidez encontrado na Água I foi de 7,22 uT e em 90% do tempo, esteve compreendida entre 4,67 e 7,09 uT, enquadrando-se no recomendado pelos autores, conforme Tabela 4. Em relação à alcalinidade e à dureza, os resultados também estão enquadradas, como o sugerido na Tabela 4. O mesmo não foi verificado com relação aos valores de COT, pois o valor mínimo de COT registrado na água I foi de 6,0 mg/L, superando o valor máximo recomendado na mesma Tabela. Observa-se que os valores de COT encontrados podem ser

consequência da densidade fitoplânctônica presente nas amostras, já que as mesmas foram digeridas sem filtrar. Com relação à cor, temos a verdadeira, na qual também refletem as frações orgânicas dissolvida na água. As amostras foram filtradas em membrana 0,45 µm de acetado celulose e, em 90% do tempo, estiveram compreendidas entre 6 e 9 uH, valores que podem ser considerados baixos.

Já quanto à densidade fitoplânctônica, foi difícil estabelecer uma correlação para conversão de (células/mL) para (UPA/mL), de acordo com o valor estipulado na Tabela 4. Entretanto, os valores encontrados são considerados inadequados para o emprego da tecnologia da filtração direta nessas águas, por isso necessitam de um pré-tratamento. Os demais parâmetros indicados apresentam valores dentro das faixas que não contra-indicam o tratamento por filtração direta descendente.

Tabela 11 Valores médios e o desvio padrão dos parâmetros de qualidade analisados na Água tipo I

Parâmetros		Água I	
		Média	Desvio Padrão
Temperatura	(°C)	23,4	3,7
		18 – 29,2	
pH		7,14	0,4
		6,4 – 7,77	
Turbidez	(uT)	5,64	0,9
		3,64 – 7,22	
Cor verdadeira	(uH)	7	3,8
		ND – 15	
Cor aparente	(uH)	69	13,8
		38 – 102	
Condutividade	(µS/cm)	71	6,8
		56 – 80	
Cloretos	(mg/L)	18,15	1,8
		15,9 – 22,3	
Dureza Total	(mg/L)	11,45	2,3
		9 – 16,7	
Alcalinidade Total	(mg/L)	8,03	1,1
		6,04 – 11,3	
STD	(mg/L)	36	4,8
		28 - 41	
Ortofosfato	(mg/L)	0,05	0,06
		0,01 – 0,25	
Nitrogênio amoniacal	(mg/L)	ND	-
OD	(mg/L)	6,82	0,83
		5,2 – 8,0	
Absorbância UV 254 nm		0,116	0,02
		0,101 – 0,145	
COT	(mg/L)	7,27	0,80
		6,0 – 8,7	

Os valores separados por hífen (ex: 45-90) representam a faixa de variação do parâmetro e ND = não detectado

A avaliação qualitativa e quantitativa do fitoplâncton, no manancial, como se pode observar na Figura 26, revelou uma elevada densidade fitoplantônica de  $10^5$  a  $10^6$  céls./mL. Dos dados, verifica-se a predominância de cianobactérias, aproximadamente, 99% do total de células /mL, nas amostras de água I. Também foi detectada uma elevada densidade da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*, cujas amostras apresentam um valor médio em torno de  $10^6$  células /mL.

O manancial da Lagoa do Peri tem sido fonte de estudo desde 1994, apresentando dominância de cianobactérias, com destaque da espécie *Cylindrospermopsis raciborski* (LAUDARES-SILVA,1999; MONDARDO, 2004; SENS, *et al.*, 2005; GRELLMANN, 2006; MELO FILHO, 2006). Desde então, a densidade de *Cylindrospermopsis raciborski* vêm mantendo alta.

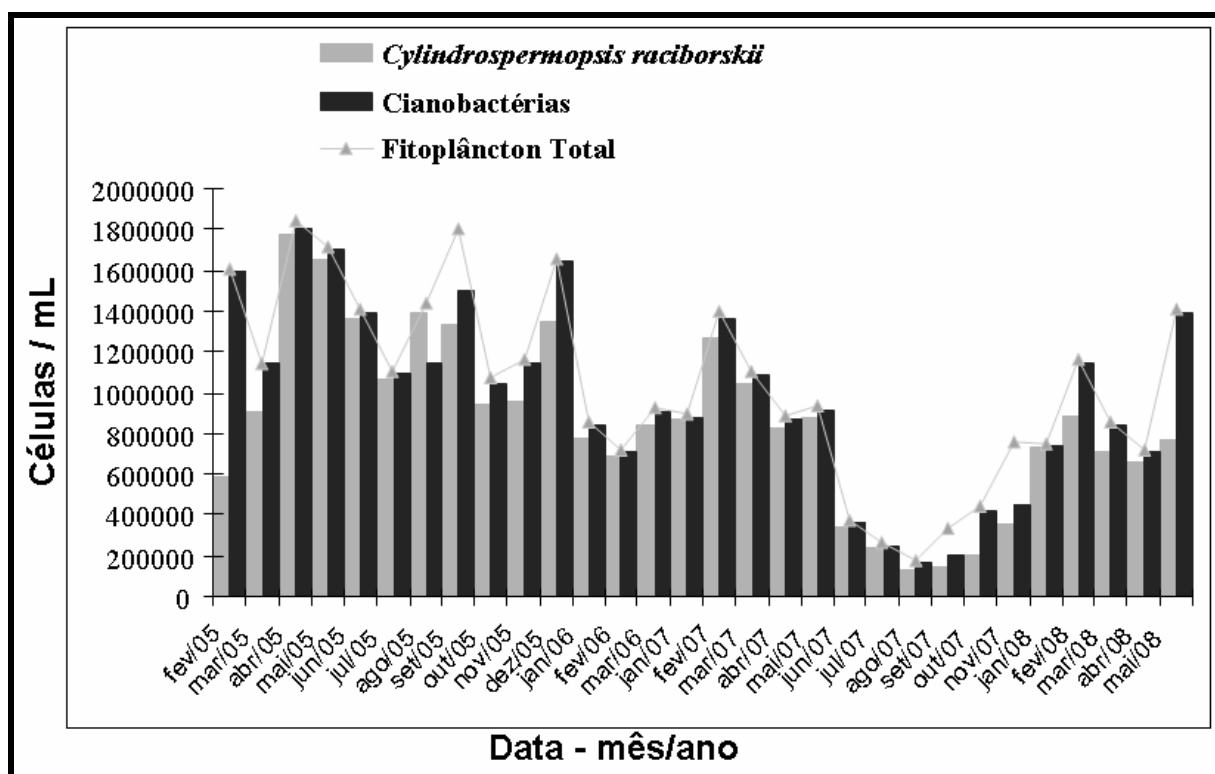


Figura 26: Perfil da densidade de fitoplâncton, cianobactérias e *Cylindrospermopsis raciborskii* na água bruta da Lagoa do Peri (Água I) nos meses de fevereiro de 2005 a maio de 2008.

Como pode ser visto, na Figura 26, a água tipo I necessita de um pré-tratamento para poder se adequar à tecnologia da filtração direta descendente.

Diante dessas situações e com o objetivo de buscar um pré-tratamento de baixo custo para condicionar a água à filtração direta de escoamento descendente, optou-se por trabalhar

com água filtrada em margem. A seguir, os dados descritos se referem ao monitoramento das águas filtradas em margem ou Água tipo II, no período de janeiro a dezembro de 2005.

A Tabela 12 apresenta os valores médios e o desvio padrão de alguns parâmetros de qualidade da água tipo II. As Tabelas com os resultados obtidos nos ensaios para a determinação da qualidade das águas II são apresentados no apêndice (A2).

Tabela 12 Valores médios e o desvio padrão dos parâmetros de qualidade analisados na água tipo II.

Parâmetros		Água II	
		Média	Desvio Padrão
Temperatura	(°C)	21,6 18 – 25,8	2,5
pH		7,6 5,76 – 8,07	0,6
Turbidez	(uT)	0,40 0,22 – 0,64	0,1
Cor verdadeira	(uH)	4 ND – 9	37,4
Cor aparente	(uH)	10 ND – 21	34,8
Condutividade	(µS/cm)	222 202 – 240	11,0
Cloretos	(mg/L)	18,97 15,4 – 26	3,2
Dureza Total	(mg/L)	82,35 74,3 – 92	5,0
Alcalinidade Total	(mg/L)	89,8 79,6 – 96	4,7
STD	(mg/L)	111 101 – 120	5,5
Ortofosfato	(mg/L)	0,46 0,36 – 0,66	0,11
Nitrogênio amoniacal	(mg/L)	-	-
OD	(mg/L)	2,48 1,9 – 2,9	0,39
Absorbância UV 254 nm		0,067 0,059 – 0,078	0,01
COT	(mg/L)	1,93 1,4 – 2,6	0,41
Fitoplâncton Total	(células/mL)	A	A

Os valores separados por hífen (ex: 45-90) representam a faixa de variação do parâmetro, ND = não detectado e A = ausente.

Como pode ser visto, na Tabela 12, a filtração em margem proporcionou águas de excelente qualidade com relação a todos os parâmetros analisados, com a turbidez e a cor aparente remanescente em média de 0,40 uT e 10 uH, respectivamente, COT de 1,93mg/L e remoção de 100% do fitoplâncton. Os parâmetros analisados atenderam aos padrões de

potabilidade preconizado pela Portaria nº 518 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004). Sendo assim, é desnecessário o tratamento posterior complementar, apenas o da desinfecção final.

Como o objetivo da pesquisa é de utilizar um pré-tratamento antecedente à filtração direta descendente na remoção de células de cianobactérias e saxitoxinas e – pensando que outras regiões poderão não fornecer água filtrada em margem com a mesma qualidade do que as fornecidas pelas águas da Lagoa do Peri – optou-se em trabalhar com uma mistura de 85% da água filtrada em margem e 15% da água da Lagoa do Peri denominada de Água de estudo ou Água tipo III. A adoção de uma proporção de mistura menor implicaria uma água de estudo com turbidez inferior a 1, conforme mostra a Figura 27, dificultando, dessa forma, a aplicação e a avaliação do tratamento.

Assim, considerando a quantidade elevada de fitoplâncton na água da Lagoa do Peri, cerca de  $1,4 \times 10^6$  céls./mL, e o propósito da filtração em margem de viabilizar a continuidade do tratamento por filtração direta, optou-se por não exceder a proporção de mistura da água da lagoa em 15%.

Na Figura 27, estão descritos os resultados que proporcionaram a escolha da mistura na produção da água tipo III. Essa água, juntamente com a água tipo I, foi utilizada na terceira etapa da pesquisa.

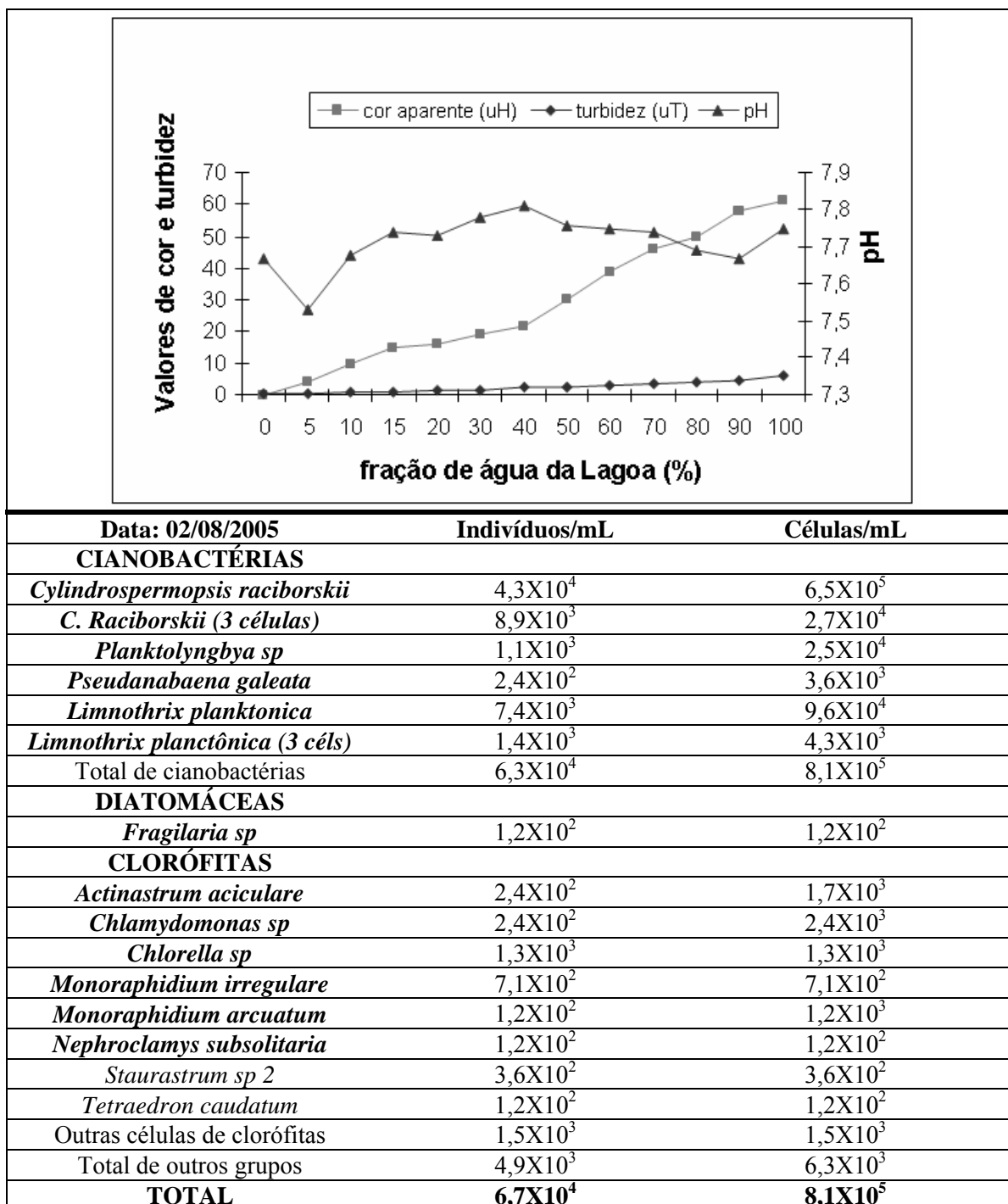


Figura 27: Cor aparente, turbidez e pH da mistura das águas I e II, contagem e identificação de fitoplâncton na água III.

Na Tabela 13, está apresentada a caracterização das águas de estudo, no período de agosto a dezembro 2005, em que a *Cylindrospermopsis raciborskii* mostrou ser a espécie dominante.



Tabela 13 Característica da água de estudo – Água tipo III

Mês/ano		08/05	09/05	10/05	11/05	12/05
<b>PARÂMETROS</b>						
Temperatura	(°C)	<b>19,9</b>	<b>22,9</b>	<b>22</b>	<b>23,5</b>	<b>25,1</b>
pH		<b>7,92</b>	<b>8,14</b>	<b>7,56</b>	<b>7,46</b>	<b>7,53</b>
Turbidez	(uT)	<b>1,61</b>	<b>0,98</b>	<b>1,44</b>	<b>1,57</b>	<b>1,45</b>
Cor verdadeira	(uH)	<b>8</b>	<b>3</b>	<b>9</b>	<b>4</b>	<b>10</b>
Cor aparente	(uH)	<b>31</b>	<b>25</b>	<b>17</b>	<b>14</b>	<b>22</b>
Condutividade	(µS/cm)	<b>188</b>	<b>226</b>	<b>212</b>	<b>224</b>	<b>176</b>
Cloretos	(mg/L)	<b>16</b>	<b>19,4</b>	<b>17,3</b>	<b>18,4</b>	<b>18</b>
Dureza Total	(mg/L)	<b>54</b>	<b>81</b>	<b>60</b>	<b>76</b>	<b>64</b>
Alcalinidade Total	(mg/L)	<b>60,4</b>	<b>89</b>	<b>64</b>	<b>73,8</b>	<b>67</b>
STD	(mg/L)	<b>94</b>	<b>113</b>	<b>106</b>	<b>112</b>	<b>88</b>
OD	(mg/L)	<b>3,2</b>	<b>3,5</b>	<b>2,9</b>	<b>3,0</b>	<b>2,8</b>
Absorbância UV 254 nm		<b>0,085</b>	<b>0,084</b>	<b>0,080</b>	<b>0,082</b>	<b>0,084</b>
COT	(mg/L)	<b>4,9</b>	<b>4,3</b>	<b>3,7</b>	<b>3,8</b>	<b>4,4</b>
Fitoplâncton Total	(Cels/mL)	<b>370022</b>	<b>364310</b>	<b>350011</b>	<b>260064</b>	<b>268934</b>
Cianobactéria	(Cels/mL)	<b>363724</b>	<b>361705</b>	<b>349038</b>	<b>257966</b>	<b>265270</b>
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	(Cels/mL)	<b>236624</b>	<b>198876</b>	<b>334229</b>	<b>215948</b>	<b>244348</b>

Essa espécie apresentou uma variação de número de células de  $1,98 \times 10^5$  a  $3,34 \times 10^5$  células/ml na água tipo III, enquanto que, na água tipo I, a variação foi de  $9,43 \times 10^5$  a  $1,39 \times 10^6$  células/ml (Figura 26).

Como a espécie dominante nas três águas foi a *Cylindrospermopsis raciborskii*, as análises cromatográficas foram realizadas com dez tipos de saxitoxinas.

Conforme relatado no item 4.5.5, a identificação das saxitoxinas presentes nas amostras ocorreu por meio da comparação do cromatograma da amostra com os cromatogramas dos padrões de saxitoxinas, observando-se o tempo de retenção. A sensibilidade obtida para o método variou de 0,01 e 0,2 ng. Na Tabela 14, são apresentados os valores de saxitoxinas encontrados nas águas I, II e III, no período de investigação experimental (junho a setembro de 2005).

Como pode ser visto na Tabela 14, foram detectadas concentrações de equivalentes de saxitoxinas intracelular que variaram de 1,7 a 7,49 µg/L para todas as amostras de água I, em que foi detectada uma elevada densidade de *Cylindrospermopsis raciborskii*, que varia de  $9,4 \times 10^5$  a  $1,4 \times 10^6$  células/mL. Yunes *et al.* (2003) relatam a ocorrência de saxitoxina intracelular em concentração de 0,01 µg/L, em amostras coletadas no reservatório de Taiapuêba (SP). Nessas amostras, foram detectadas *Cylindrospermopsis sp* em concentração de 5400 filamentos/mL. Também, foi encontrado um valor de 3,76 µg/L de equivalentes de saxitoxina, dissolvida na amostra de água I do mês de julho, concentração acima da recomendada pela Portaria nº 518 do Ministério da Saúde que é de 3 µg/L de Equivalente de saxitoxina. Nesse mês, a concentração de equivalente de saxitoxina se encontra em nível superior ao de saxitoxina intracelular (0,04 µg/L). Esse fato provavelmente ocorre, devido ao

lise celular. A concentração de equivalentes de saxitoxinas intracelular detectada na água tipo III, no mês de setembro, foi relativamente baixa, apresentando valor de 0,96µg/L. Para as amostras de água II, filtrada em margem, nada foi detectado.

Tabela 14 Concentrações das variantes de saxitoxinas analisadas nas amostras das águas I, II e III

Amostras	Junho 05		Julho 05			Agosto 05			Setembro 05				
	Água I	Água I	Água I	Água I	Água II	Água I	Água I	Água II	Água I	Água I	Água II	Água III	Água III
<b>Toxina (µg/L)</b>	D	I	D	I	D	D	I	D	D	I	D	D	I
<b>Saxitoxina</b>	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
<b>Neosaxitoxina</b>	ND	<b>0,12</b>	<b>4,1</b>	<b>0,04</b>	ND	ND	<b>0,04</b>	ND	ND	<b>0,07</b>	ND	ND	ND
<b>GTX4</b>	ND	<b>9,72</b>	ND	<b>2,14</b>	ND	ND	<b>10</b>	ND	ND	<b>2,46</b>	ND	ND	<b>1,29</b>
<b>GTX1</b>	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
<b>GTX3</b>	ND	<b>0,24</b>	ND	<b>0,05</b>	ND	ND	<b>0,18</b>	ND	ND	<b>0,5</b>	ND	ND	<b>0,01</b>
<b>GTX2</b>	ND	<b>0,38</b>	ND	<b>0,08</b>	ND	ND	<b>0,21</b>	ND	ND	<b>0,03</b>	ND	ND	<b>0,01</b>
<b>EqSTX</b>		<b>7,49</b>	<b>3,8</b>	<b>1,7</b>			<b>7,54</b>			<b>2,18</b>			<b>0,96</b>

D = dissolvida; I = intracelular; ND não detectado extracelular

### 5.1.2 Avaliação estatística da qualidade das águas

Nessa seção, estão apresentados os resultados das análises estatísticas. Essas análises consistiram de uma parte descritiva – com a determinação das estatísticas descritivas básicas e a construção dos gráficos da distribuição dos dados nos quais foram obtidos valores de tendência central, inferiores e superiores – e as amplitudes totais, isto é, os valores mínimos e máximos de uma parte inferencial, que testou se há diferenças significativas entre os parâmetros analisados.

As análises estatísticas para interpretação dos resultados obtidos da primeira etapa no presente estudo foram desenvolvidas com a utilização do programa STATISTICA, versão 7.0 (STATSOFT, 2004), o qual possui a implementação dos métodos estatísticos supra-citados.

Os dados estão apresentados sob a forma estatística Box-plot, por permitir visualizar a distribuição dos dados da qualidade das águas do manancial Lagoa do Peri (Água I), das filtradas em margem (Água II) e das águas de estudo (Água III). As Figuras 28 a 42 apresentam a distribuição dos valores médios dos dados analisados, referentes aos parâmetros de qualidade das águas I, II e III.

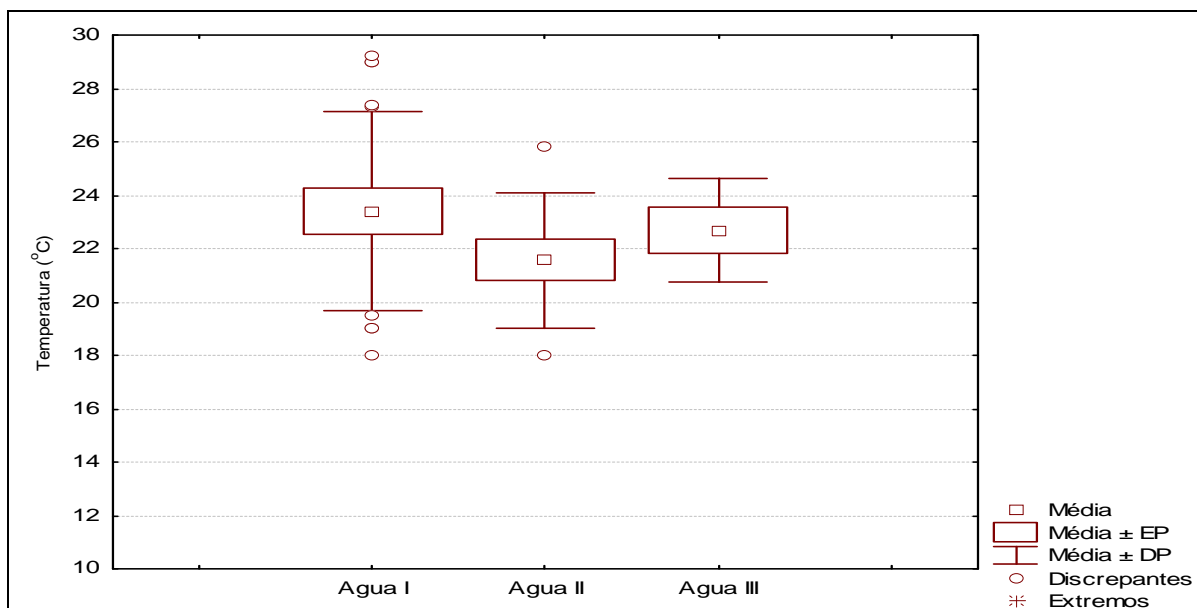


Figura 28: Distribuição dos dados da temperatura encontrada nas águas I, II e III. EP = erro padrão e DP = desvio padrão.

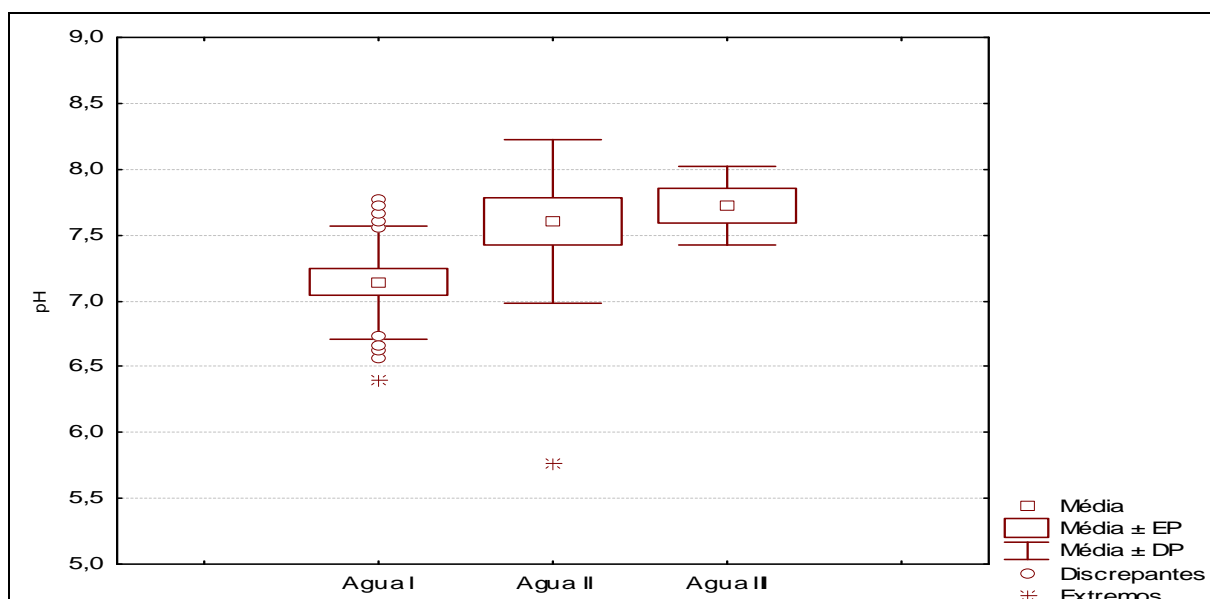


Figura 29: Distribuição dos dados do pH encontrado nas águas I, II e III. EP = erro padrão e DP = desvio padrão.

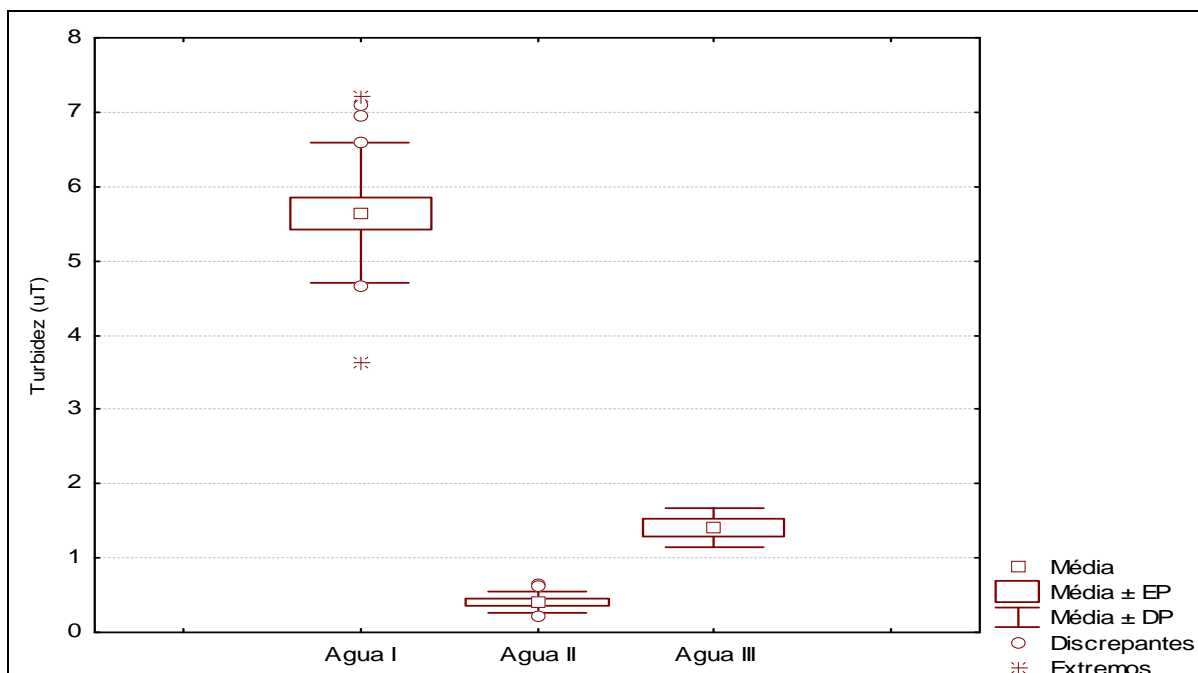


Figura 30: Distribuição dos dados da turbidez remanescente encontrada nas águas I, II e III. EP = erro padrão e DP = desvio padrão.

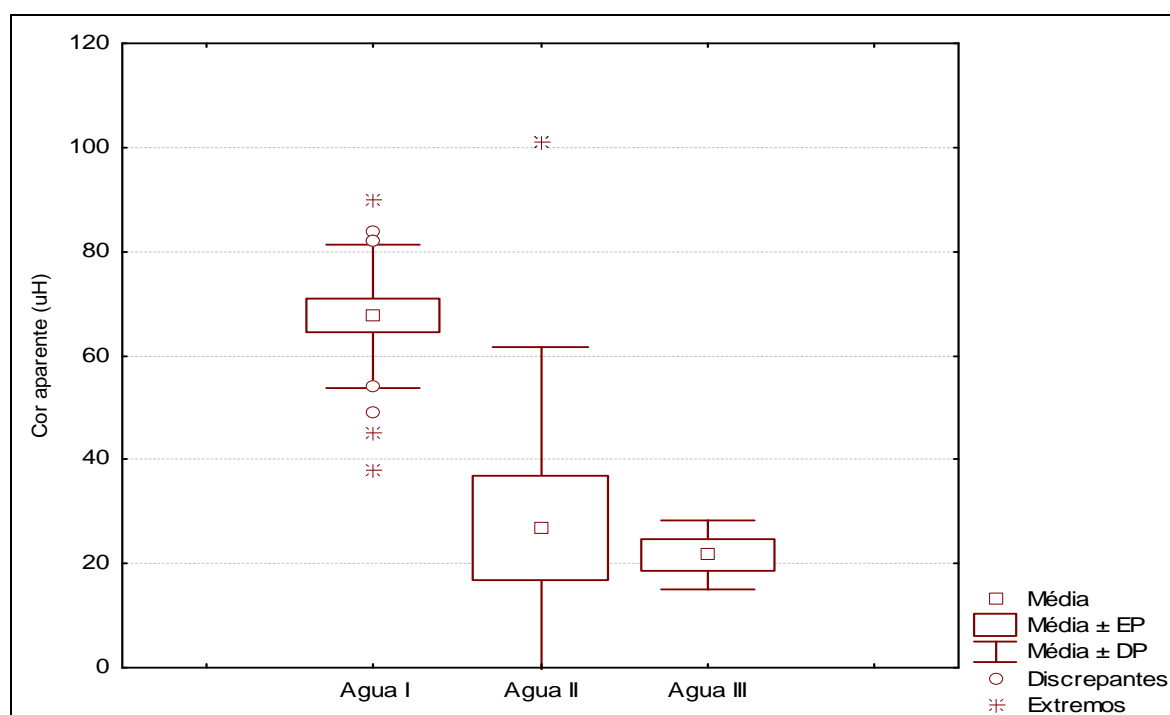


Figura 31: Distribuição dos dados da cor aparente encontrada nas águas I, II e III. EP = erro padrão e DP = desvio padrão.

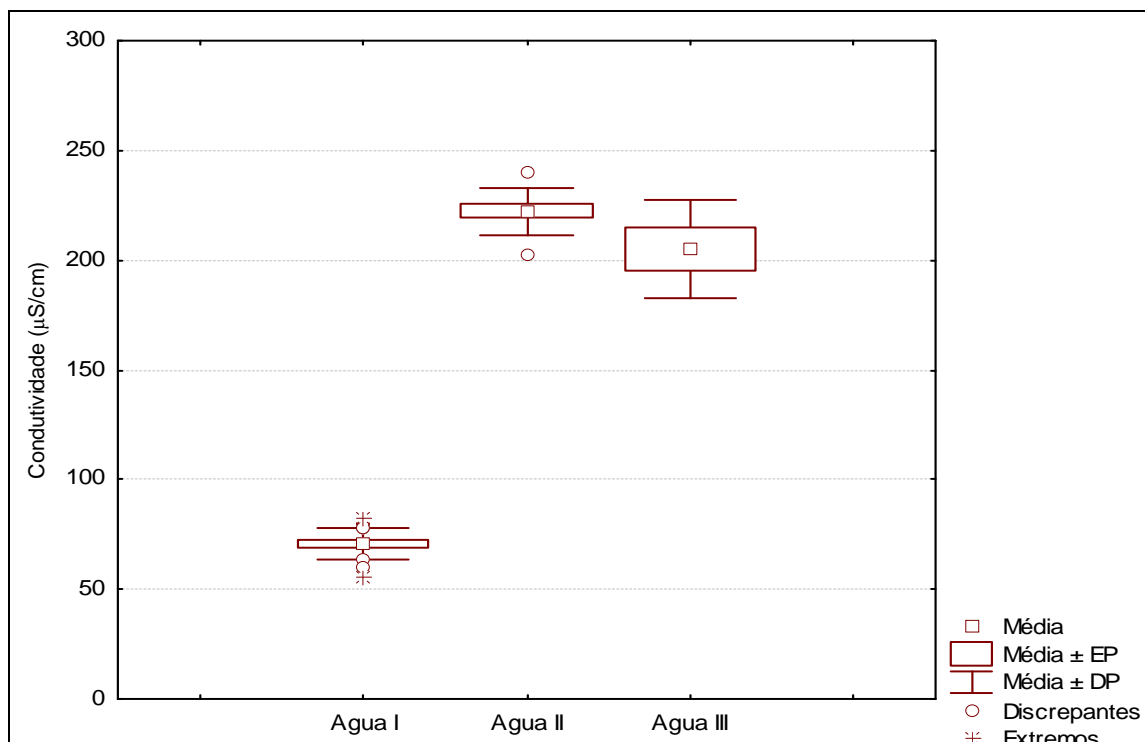


Figura 32: Distribuição dos dados da condutividade encontrada nas águas I, II e III. EP = erro padrão e DP = desvio padrão.

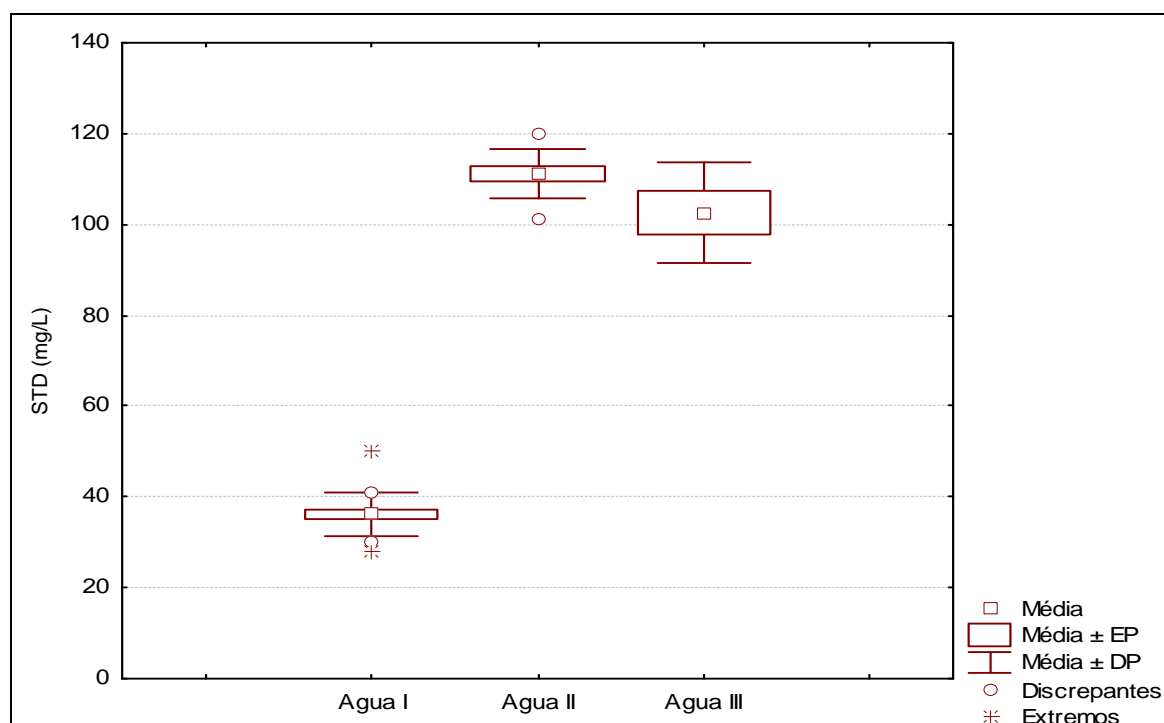


Figura 33: Distribuição dos dados do sólido totais dissolvidos encontrados nas águas I, II e III. EP = erro padrão e DP = desvio padrão.

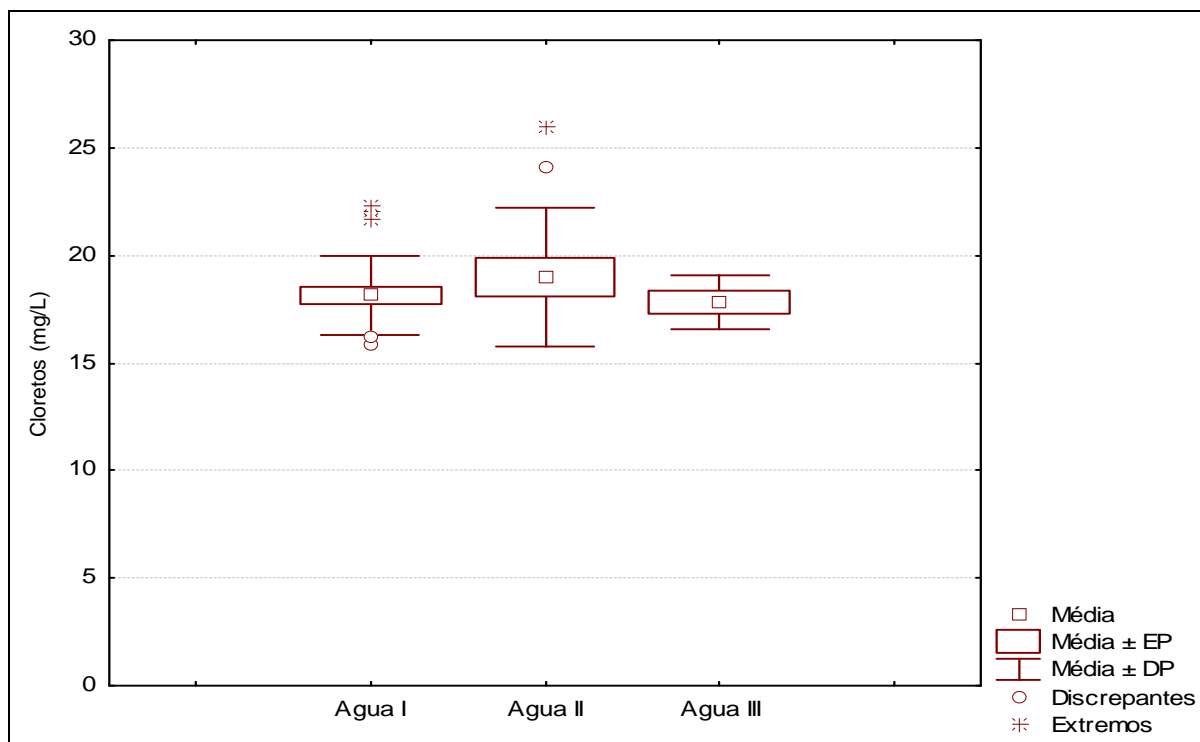


Figura 34: Distribuição dos dados dos clorretos encontrados nas águas I, II e III. EP = erro padrão e DP = desvio padrão.

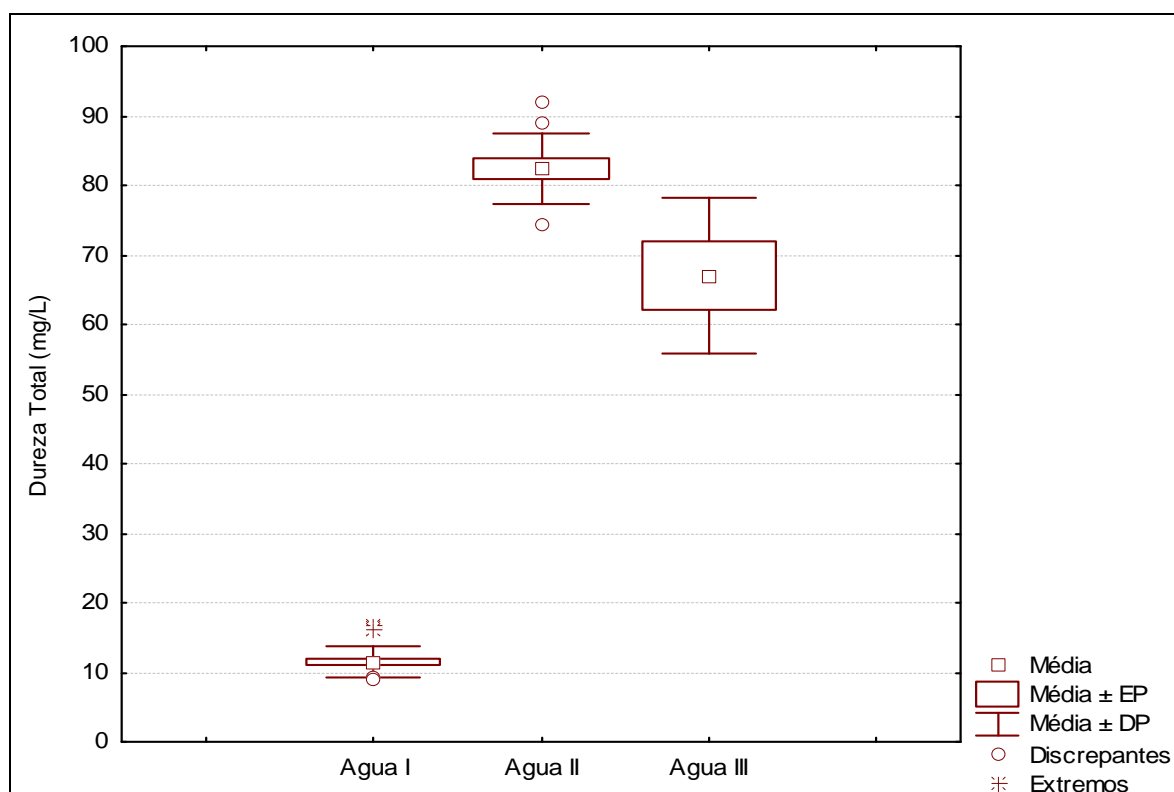


Figura 35: Distribuição dos dados da dureza encontrados nas águas I, II e III. EP = erro padrão e DP = desvio padrão.

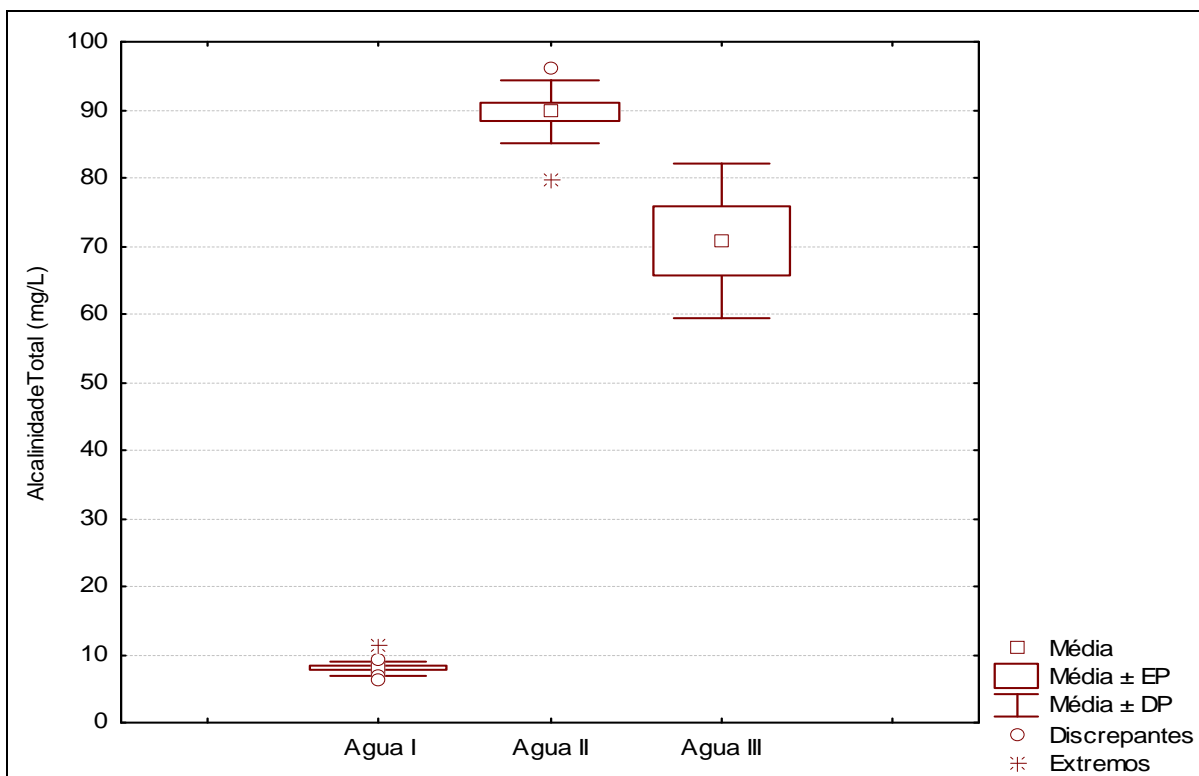


Figura 36: Distribuição dos dados da alcalinidade encontrados nas águas I, II e III. EP = erro padrão e DP = desvio padrão.

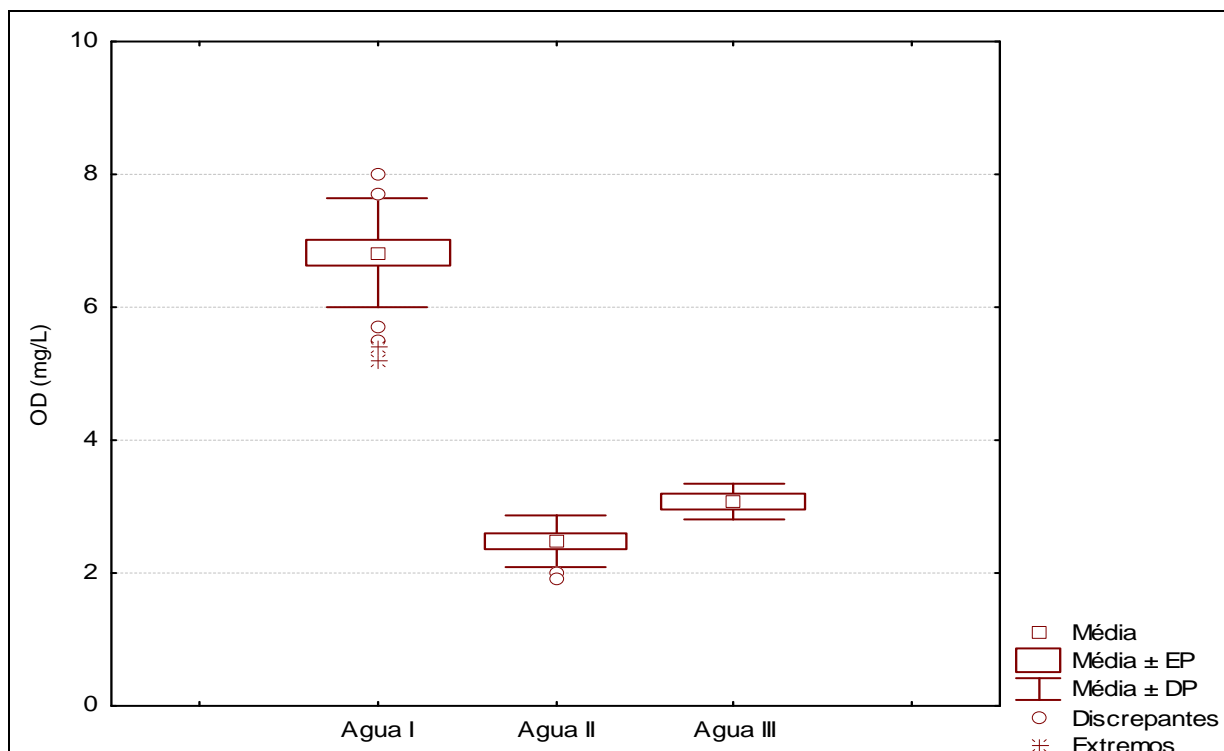


Figura 37: Distribuição dos dados do oxigênio dissolvido (OD) encontrados nas águas I, II e III. EP = erro padrão e DP = desvio padrão.

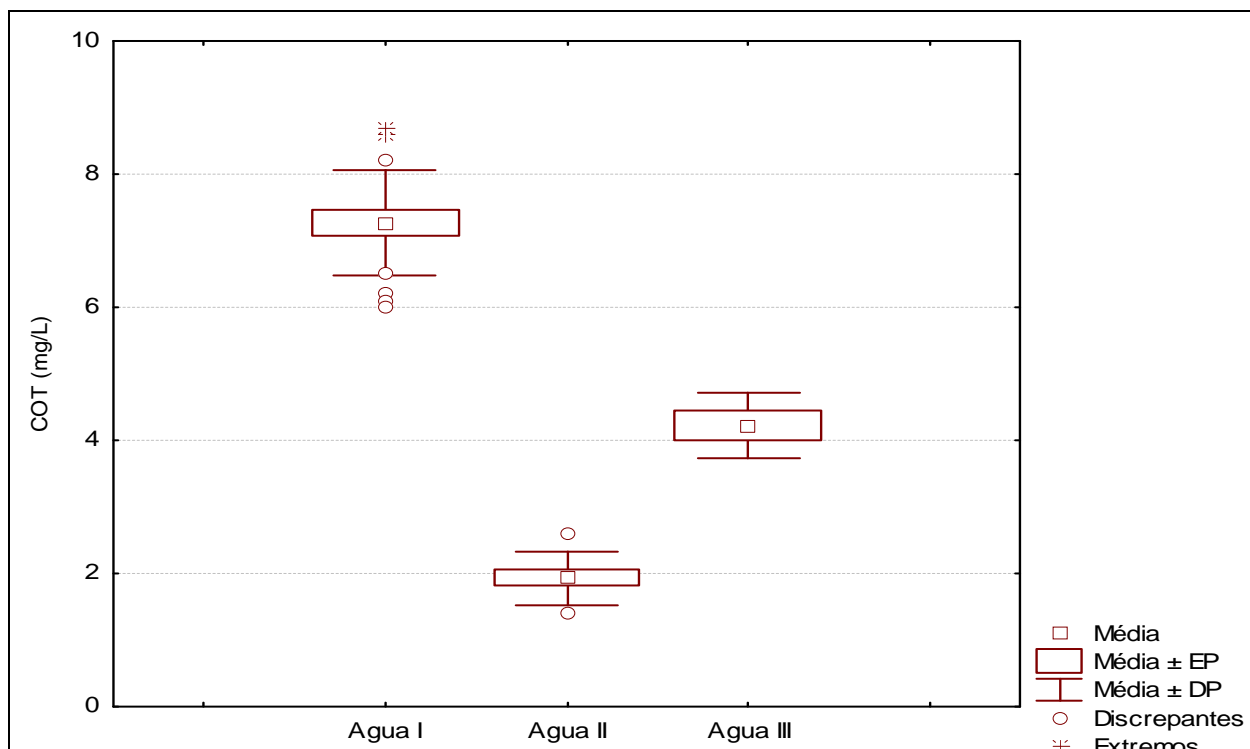


Figura 38: Distribuição dos dados do carbono orgânico (COT) encontrados nas águas I, II e III. EP = erro padrão e DP = desvio padrão.

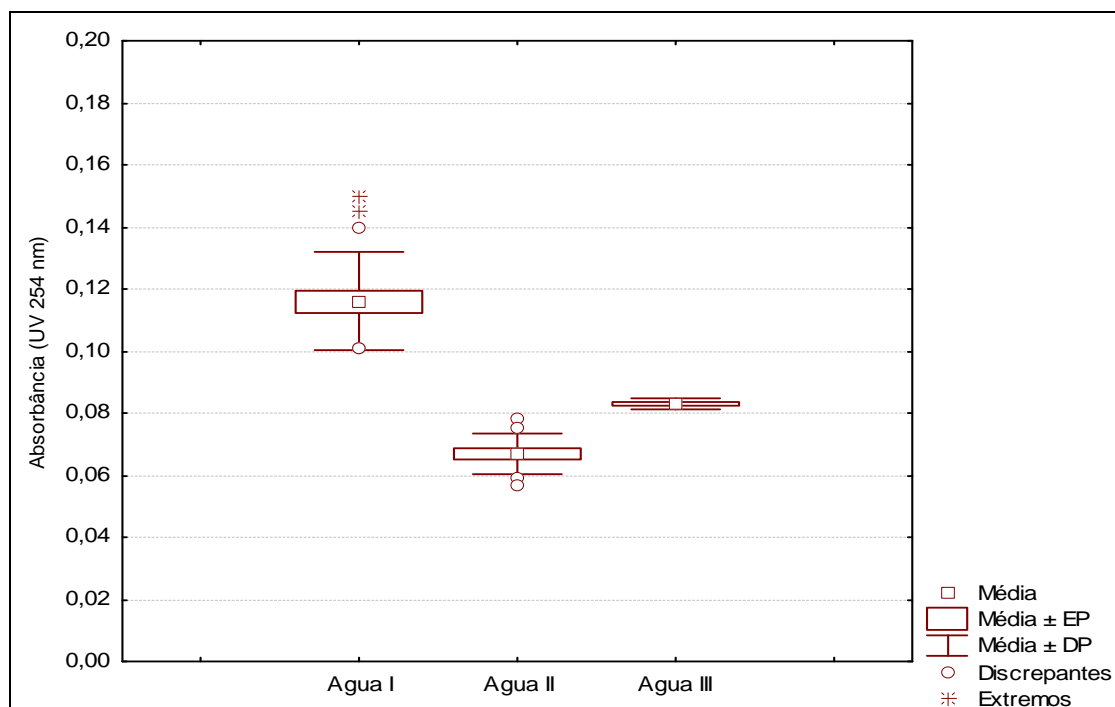


Figura 39: Distribuição dos dados da absorvância em 254 nm encontrados nas águas I, II e III. EP = erro padrão e DP = desvio padrão.



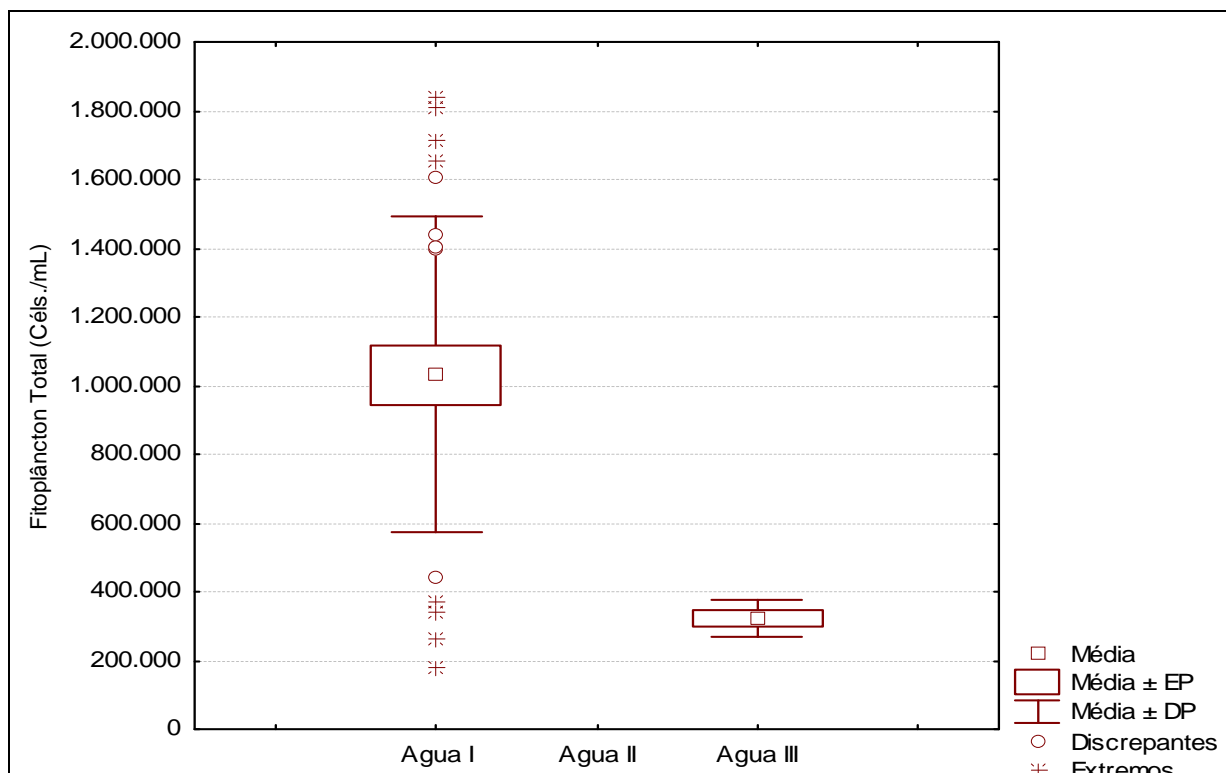


Figura 40: Distribuição dos dados do fitoplâncton total encontrados nas águas I, II e III. EP = erro padrão e DP = desvio padrão.

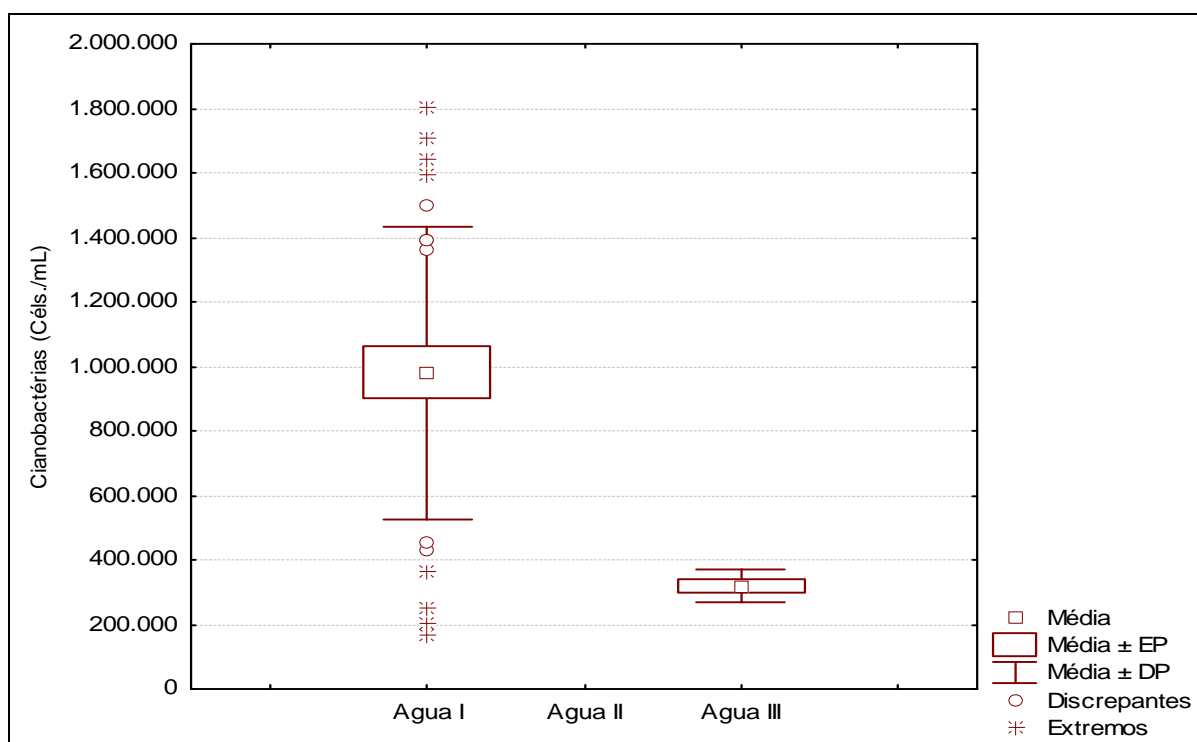


Figura 41: Distribuição dos dados de cianobactérias encontrados nas águas I, II e III. EP = erro padrão e DP = desvio padrão.

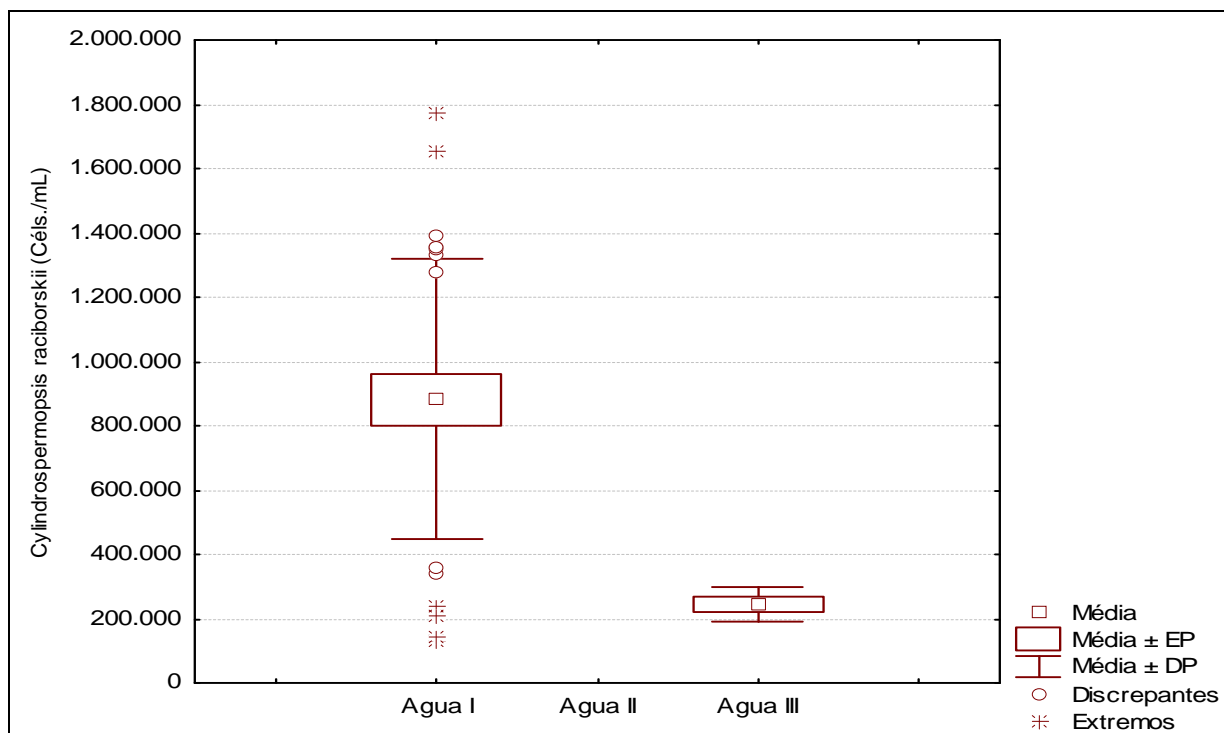


Figura 42: Distribuição dos dados da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* encontrados nas águas I, II e III. EP = erro padrão e DP = desvio padrão.

Analisando as Figuras 28 a 42, percebe-se que nos parâmetros: temperatura e cloretos não houve um indicativo de diferença na distribuição dos dados para as três águas estudadas. Porém, nos demais parâmetros analisados, verificam-se tendências em termos de diferenças em relação a distribuições dos dados. Isso já era esperado, afinal trata-se de águas caracteristicamente diferentes. Observa-se também que a alcalinidade e a dureza tiveram comportamento semelhante. Assim como a condutividade e os sólidos totais dissolvidos, os dados do fitoplâncton total, da cianobactérias e da *Cylindrospermopsis raciborskii* também apresentaram comportamento semelhante para as três águas.

Em relação à análise estatística inferencial, na qual foi testado através do teste de Tukey, se há diferença significativa entre as médias dos parâmetros mensurados na água I, II e III, comparando-as duas a duas (Água I e Água II, Água II e Água III, Água I e Água III). O resultado da análise estatística inferencial pode ser visto na Tabela A.3.1 do apêndice A3.

Mediante o resultado da Tabela A.3.1, verifica-se que houve diferença estatisticamente significativa nos parâmetros no qual os valores encontrados de p foram menores do que 5% ( $p < 0,05$ ). A Tabela 15 apresenta os parâmetros em que as três águas mostraram diferença estatisticamente significativa.

Tabela 15 Resumo dos resultados do teste de Tukey para os parâmetros com diferença significativa.

Parâmetros	Tipo de Água	Valor de p
pH	I - II	P<0,0417
	I - II	P<0,0001
Turbidez	II - III	P<0,0315
	I - III	P<0,0001
Cor aparente	I - II	P<0,0002
	I - III	P<0,0010
Condutividade	I - II	P<0,0001
	II - III	P<0,0222
Dureza	I - III	P<0,0001
	I - II	P<0,0001
	II - III	P<0,0001
Alcalinidade	I - III	P<0,0001
	I - II	P<0,0001
	II - III	P<0,0001
STD	I - III	P<0,0001
	II - III	P<0,0383
OD	I - II	P<0,0001
	I - III	P<0,0001
Absorbância 254 nm	I - II	P<0,0001
	II - III	P<0,0499
	I - III	P<0,0001
COT	I - II	P<0,0001
	II - III	P<0,0001
	I - III	P<0,0001
Fitoplâncton Total	I - III	P<0,0030
Cianobactérias	I - III	P<0,0030
<i>C. raciborskii</i>	I - III	P<0,0019

## 5.2 SEGUNDA ETAPA

### 5.2.1 Quantificação da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* e de suas saxitoxinas presentes nos cultivos

Em relação à avaliação dos processos de adsorção e degradação da saxitoxinas no material sedimentar, optou-se pelo desenvolvimento de culturas da cepa toxigênica da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* Cepa T3, de forma que as características resultantes fossem representativas de mananciais eutrofizados destinados ao abastecimento. A escolha por trabalhar com cultura toxigênica foi motivada pelos resultados de saxitoxinas encontrados nas águas I e III, em que foram detectados níveis baixos de saxitoxinas, impossibilitando a avaliação do potencial da filtração em margem com relação à remoção das saxitoxinas.

A Tabela 17 apresenta os resultados da densidade de *Cylindrospermopsis raciborskii* e a concentração de saxitoxinas encontradas nos cultivos da cepa T3.

Tabela 16 Densidade da *C. raciborski* e a concentração de toxina nas amostras do cultivo.

Espécie <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (células/mL)	Amostra - Cepa T3 5,0 x 10 <sup>7</sup>				
<b>Toxinas (µg/L)</b>	<b>Toxina intracelular</b>		<b>Toxina dissolvida</b>		
Saxitoxina	9,21		3,24		
Neosaxitoxina	34,15		64,64		
dc saxitoxina	25,25		4,16		
GTX4	ND		ND		
GTX3	ND		ND		
GTX2	ND		ND		
GTX1	8,42		0,40		
dcGTX2	ND		ND		
dcGTX3	ND		ND		
EqSTX	<b>56,74</b>		<b>65,26</b>		
<b>Toxinas dissolvida(µg/L)</b>	<b>Amostra Cepa T3-1</b>	<b>Amostra Cepa T3-2</b>	<b>Amostra Cepa T3-3</b>	<b>Amostra Cepa T3-4</b>	<b>Amostra Cepa T3-5</b>
Saxitoxina	17,19	190,27	---	15,85	123,96
Neosaxitoxina	9,14	---	105,18	51,47	140,86
dc saxitoxina	8,87	---	275,85	8,68	---
GTX4	---	---	---	---	---
GTX3	---	---	---	---	10,15
GTX2	---	---	3,10	---	1,38
GTX1	---	---	---	---	19,66
dcGTX2	---	---	26,81	3,78	---
dcGTX3	---	11,68	---	---	3,49
Eq STX	<b>30,19</b>	<b>194,66</b>	<b>243,99</b>	<b>68,45</b>	<b>281,96</b>

--- = não detectado pelo método analítico utilizado (OSHIMA, 1995).

Conforme mostra a Tabela 17, a densidade da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* nas amostras do cultivo da Cepa T 3, após 15 dias, quando a cultura se encontrava, no final da fase exponencial, foi da ordem de 10<sup>6</sup> Indivíduos/mL ou 10<sup>7</sup> células/mL (Figura 43).

Inicialmente as amostras do cultivo da Cepa T3, após congelamento e descogelamento, eram filtradas, e as concentrações das frações intra e extracelular eram analisadas. Em seguida, decidiu-se em analisar a concentração total, ou seja, a dissolvida na água.

Os resultados apresentados na Tabela 17 mostram que foi detectada toxina intracelular com concentrações de 9,21 µg/L de saxitoxina, 34,15 µg/L de neosaxitoxina e 25,25 µg/L de dcsaxitoxina nas amostras do cultivo da Cepa T3. Nessa mesma amostra, foi encontrada a variante GTX1 com valor de 8,42 µg/L, perfazendo um total de 56,74 µg/L de equivalentes de saxitoxina intracelular e a toxina dissolvida apresentou valores de 3,24 a 17,19 µg/L de saxitoxina, 9,14 a 64,64 µg/L de neosaxitoxina, 4,16 a 8,87 µg/L de dcsaxitoxina e 0,40 µg/L de GTX1, obtendo 30,11 a 65,26 µg/L de EqSTX dissolvida.

Comparando-se os resultados da Tabela 17, pode-se observar uma grande variação (30,19 a 281,96  $\mu\text{g/L}$ ) na concentração de Equivalente de saxitoxina encontrada nas amostras do cultivo da Cepa T3.

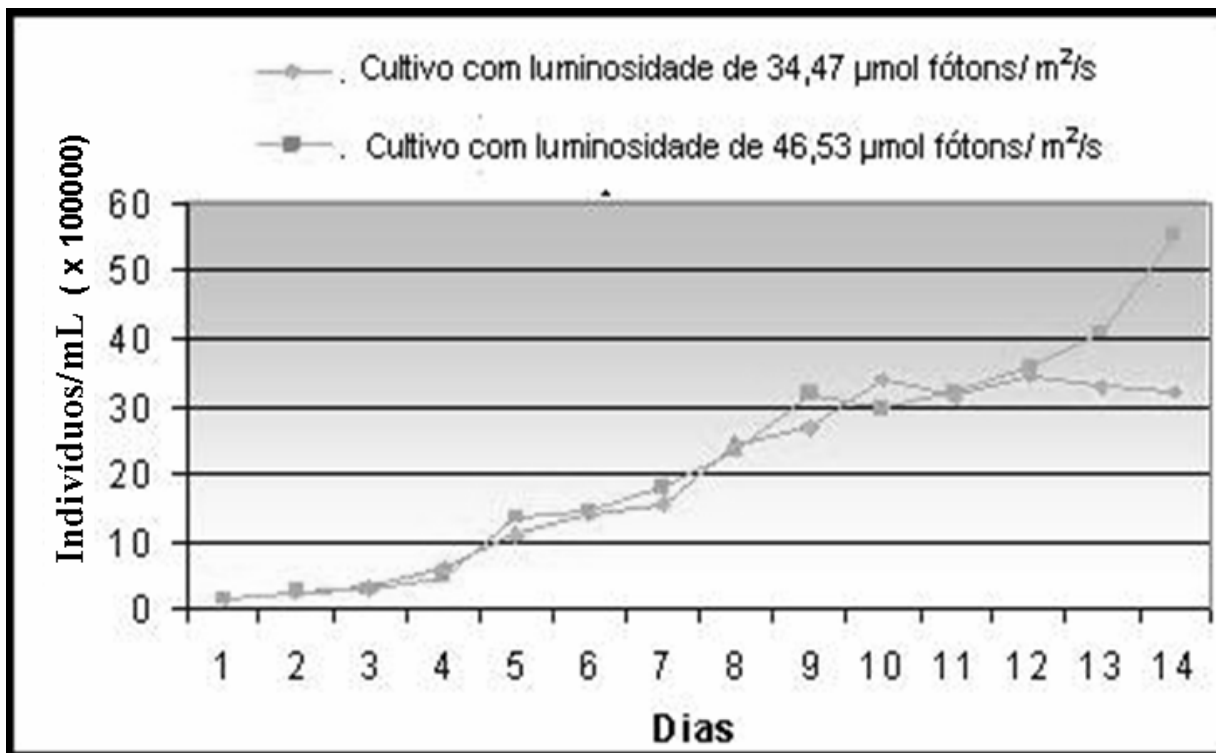


Figura 43: Curva de crescimento da *Cylindrospermopsis raciborski* – Cepa T3.

### 5.2.2 Ensaios - Simulação da adsorção das saxitoxinas através do material sedimentar do manancial Lagoa do Peri

Segundo Worch *et al* (2002), substâncias pouco degradáveis ou não degradáveis podem ser transportadas aos pontos de extração ou captação das estações de tratamento de água. Para essas substâncias, os efeitos da adsorção no sedimento podem ser significativos. O tempo de transporte até o ponto de extração depende fortemente dos coeficientes de adsorção das substâncias transportadas. É possível obter-se um prognóstico do comportamento da adsorção dos compostos orgânicos na filtração em margem por meio de ensaios laboratoriais. Os métodos de simulação fornecem informações das constantes de equilíbrio da adsorção sob condições possivelmente mais próximas da realidade. Os experimentos executados para determinar o coeficiente de adsorção e o coeficiente de retardo das saxitoxinas – bem como avaliar o potencial de uma captação por filtração em margem em escala real – foram determinados com base no método descrito por Miller *et.al.* (2001) e se encontram descritos no item 4.3.1.3.

Cabe ressaltar que a maioria dos estudos que envolvem a remoção cianotoxinas da água por sedimento ou solo foram realizadas para as microcistinas e nodularinas, havendo carência em relação à saxitoxinas.

#### 5.2.2.1 Características do Solo

Os ensaios de caracterização do solo foram realizados anteriormente ao processo de adsorção. A análise granulométrica foi realizada para que fosse conhecido o tamanho dos grãos, uma vez que, quanto menores os grãos, maior será sua área superficial, ou seja, maior será a área disponível para ocorrer o processo de adsorção. As análises das propriedades físico-químicas dos solos foram realizadas pela Companhia Integrada de Desenvolvimento Agrícola de Santa Catarina – CIDASC. As características do material sedimentar do manancial Lagoa do Peri podem ser observadas na Tabela 17.

Tabela 17 Características físico-químicas do material sedimentar utilizados nos ensaios de adsorção e das colunas filtrantes

Composição do solo		Amostra do sedimento da coluna filtrante	Amostra do sedimento dos ensaios de adsorção
<b>Profundidade do solo</b>	<b>cm</b>	50	50
<b>pH</b>		7,60	7,80
<b>Materia Orgânica</b>	<b>%(m/v)</b>	0,20	0,20
<b>Areia grossa 2-0,2 mm</b>	<b>%</b>	15,40	18,00
<b>Areia fina 0,2-0,5 mm</b>	<b>%</b>	80,60	78,00
<b>Silte 0,05-0,002 mm</b>	<b>%</b>	ND	ND
<b>Argila &lt;0,002 mm</b>	<b>%</b>	4,00	4,00

ND = não detectado

De acordo com a classificação da Sociedade Brasileira de Ciência do solo, baseada na proporção *areia: silte: argila*, trata-se de um solo arenoso, pois apresenta de 78 a 80% de areia fina com tamanho dos grãos entre 0,2 a 0,5 mm, de 15 a 18% de areia grossa, cujo o tamanho dos grãos variaram de 2 a 0,2 mm, e 4% de argila com tamanho de grãos < 0,002 mm, um teor baixo de matéria orgânica igual a 0,20% e pH entre 7,60 e 7,80, conforme demonstrado na Tabela 17.

De acordo com Miller *et al.* (1999), os resultados mostraram que a distribuição do tamanho das partículas desempenham um papel importante na adsorção de microcistina – LR e da nodularina. Eles também observaram que uma quantidade de carbono orgânico pode melhorar a adsorção da nodularina, porém para a microcistina – LR não acontece o mesmo.

A capacidade adsorptiva do solo ou sedimento em relação a um contaminante específico depende de fatores intrínsecos do adsorvente, por exemplo, do volume e distribuição de poros, das existências de grupos funcionais de superfícies, do pH, do teor de matéria orgânica, entre outros. Por outro lado, as condições experimentais como o pH, a temperatura, o tempo de contato requerido, a agitação e a presença de compostos, que competem pelos mesmos sítios de adsorção, atuam diretamente na eficiência da adsorção, podendo favorecer ou dificultar o processo.

### 5.2.2.2 Avaliação da capacidade de adsorção

Conforme descrito no item 4.3.1.3, os experimentos para determinação da capacidade adsorptiva das saxitoxinas no material sedimentar do manancial Lagoa do Peri foram realizados em triplicata. Considerando que, na prática, a água contendo saxitoxinas utilizada em processos de tratamento para produção de água potável será provida de outros constituintes (matéria orgânica e inclusive resto celulares) que competirão pelos mesmos sítios de adsorção do sedimento, optou-se pelo uso direto do extrato bruto sem a purificação. Os resultados das quantidades das toxinas adsorvidas por quilograma de solo estão nas Tabelas 18 e 19.

Tabela 18 - Resultados dos ensaios de adsorção da neosaxitoxina no sedimento da Lagoa do Peri

Amostras	Co ( $\mu\text{g/L}$ )	Ce ( $\mu\text{g/L}$ )	$V(\text{Co} - \text{Ce}) = X$ ( $\mu\text{g}$ )	massa (Kg)	X/m ( $\mu\text{g/Kg}$ )	Log Ce	LogX/m
Am1- Bco 50 mL	<b>48,93</b>	<b>48,93</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1,69</b>	-
Am2- 1g + 50mL	<b>48,93</b>	<b>36,8</b>	<b>0,606</b>	<b>0,001</b>	<b>606,0</b>	<b>1,56</b>	<b>2,78</b>
Am3- 3g +50mL	<b>48,93</b>	<b>21,99</b>	<b>1,347</b>	<b>0,003</b>	<b>449,0</b>	<b>1,38</b>	<b>2,65</b>
Am4- 6g +50mL	<b>48,93</b>	<b>18,19</b>	<b>1,537</b>	<b>0,006</b>	<b>256,2</b>	<b>1,26</b>	<b>2,41</b>
Am5- 8g +50mL	<b>48,93</b>	<b>16,27</b>	<b>1,633</b>	<b>0,008</b>	<b>204,1</b>	<b>1,21</b>	<b>2,31</b>
Am6- 10g +50mL	<b>48,93</b>	<b>11,21</b>	<b>1,886</b>	<b>0,010</b>	<b>188,6</b>	<b>1,05</b>	<b>2,27</b>
Amostras	Co	CE	$V(\text{Co} - \text{Ce})=X$	massa	X/m	Log Ce	LogX/m
am1a- Bco 50mL	<b>55,21</b>	<b>55,21</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1,74</b>	-
am2a- 1g +50mL	<b>55,21</b>	<b>43,33</b>	<b>0,594</b>	<b>0,001</b>	<b>594,0</b>	<b>1,64</b>	<b>2,77</b>
am3a- 3g +50mL	<b>55,21</b>	<b>28,99</b>	<b>1,311</b>	<b>0,003</b>	<b>437,0</b>	<b>1,46</b>	<b>2,64</b>
am4a- 6g +50mL	<b>55,21</b>	<b>21,69</b>	<b>1,676</b>	<b>0,006</b>	<b>279,3</b>	<b>1,34</b>	<b>2,45</b>
am 5 <sup>a</sup> - 8g +50mL	<b>55,21</b>	<b>15,57</b>	<b>1,982</b>	<b>0,008</b>	<b>247,7</b>	<b>1,19</b>	<b>2,39</b>
AM 6 <sup>a</sup> - 10g +50mL	<b>55,21</b>	<b>11,14</b>	<b>2,203</b>	<b>0,010</b>	<b>220,3</b>	<b>1,05</b>	<b>2,34</b>
Amostras	Co	CE	$V(\text{Co} - \text{Ce})=X$	massa	X/m	Log Ce	LogX/m
Am1b- Bco 50mL	<b>46,36</b>	<b>46,36</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1,67</b>	-
am2b- 1g +50mL	<b>46,36</b>	<b>31,59</b>	<b>0,738</b>	<b>0,001</b>	<b>738,0</b>	<b>1,49</b>	<b>2,87</b>
am3b- 3g +50mL	<b>46,36</b>	<b>23,87</b>	<b>1,124</b>	<b>0,003</b>	<b>374,7</b>	<b>1,38</b>	<b>2,57</b>
am4b- 6g +50mL	<b>46,36</b>	-	-	<b>0,006</b>	-	-	-
am5b- 8g +50mL	<b>46,36</b>	<b>16,44</b>	<b>1,496</b>	<b>0,008</b>	<b>187,0</b>	<b>1,21</b>	<b>2,27</b>
am6b- 10g+50mL	<b>46,36</b>	<b>11,48</b>	<b>1,744</b>	<b>0,010</b>	<b>174,4</b>	<b>1,06</b>	<b>2,24</b>

Co = concentração inicial, CE = concentração em equilíbrio (24 h), V= volume , m = massa

Tabela 19 - Resultados dos ensaios de adsorção da saxitoxina no sedimento da Lagoa do Peri.

Amostras	Co ( $\mu\text{g/L}$ )	Ce ( $\mu\text{g/L}$ )	$V(\text{Co} - \text{Ce}) = X$ ( $\mu\text{g}$ )	massa (Kg)	X/m ( $\mu\text{g/Kg}$ )	Log Ce	Log X/m
Am1- Bco 50 mL	16,06	16,06	0	0	0	1,20	-
Am2- 1g + 50mL	16,06	10,18	0,294	0,001	294,0	1,01	2,47
Am3- 3g +50mL	16,06	8,15	0,396	0,003	132,2	0,91	2,12
Am4- 6g +50mL	16,06	5,59	0,523	0,006	87,2	0,75	1,94
Am5- 8g +50mL	16,06	5	0,553	0,008	69,1	0,70	1,85
Am6- 10g +50mL	16,06	4,76	0,565	0,010	56,5	0,68	1,75
Amostras	Co	CE	$V(\text{Co} - \text{Ce}) = X$	massa	X/m	Log Ce	Log X/m
am1a- Bco 50mL	14,42	14,42	0	0	0	1,16	-
am2a- 1g +50mL	14,42	10,51	0,195	0,001	195,0	1,02	2,29
am3a- 3g +50mL	14,42	7,46	0,348	0,003	116,0	0,87	2,06
am4a- 6g +50mL	14,42	5,29	0,456	0,006	76,1	0,72	1,88
am 5a- 8g +50mL	14,42	4,82	0,480	0,008	60,0	0,68	1,78
am 6a- 10g+50mL	14,42	3,95	0,523	0,010	52,3	0,60	1,72
Amostras	Co	CE	$V(\text{Co} - \text{Ce}) = X$	massa	X/m	Log Ce	Log X/m
am1b- Bco 50mL	11,91	11,91	0	0,001	0	1,07	-
am2b- 1g +50mL	11,91	5,56	0,317	0,003	317,0	0,74	2,50
am3b- 3g +50mL	11,91	4,43	0,374	0,006	124,7	0,65	2,09
am4b- 6g +50mL	11,91	3,28	0,431	0,008	71,8	0,51	1,86
am5b- 8g +50mL	11,91	-	-	0,010	-	-	-
am6b- 10g+50mL	11,91	2,92	0,449	0,001	44,9	0,46	1,65

Co = concentração inicial, CE = concentração em equilíbrio (24 h), V= volume , m = massa

Como as substâncias de interesse foram as saxitoxinas, e os experimentos foram realizados com base nos experimentos de Miller *et al* (2001), optou-se por trabalhar com o modelo de Freundlich. Esse modelo se trata de uma equação empírica, sem base teórica, na qual se assume uma variação exponencial da energia nos sítios energéticos de adsorção. A isoterma de Freundlich é atualmente a mais empregada para a determinação da adsorção das hepatototoxinas. A partir dos resultados das Tabelas 18 e 19, foram construídas isotermas de adsorção, segundo o modelo linear e o não linear de Freundlich (Equações 19 e 20), para a neosaxitoxina e saxitoxina. Os resultados das isotermas estão nas Figuras 44 a 49.



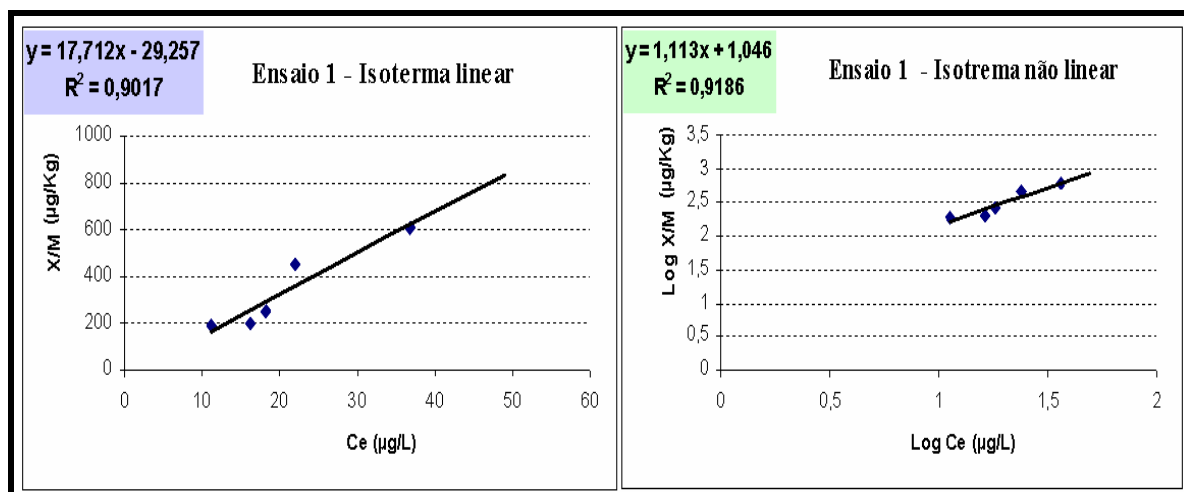


Figura 44: Isotermas de adsorção linear e não linear de neosaxitoxina no sedimento do manancial Lagoa do Peri - Ensaio 1

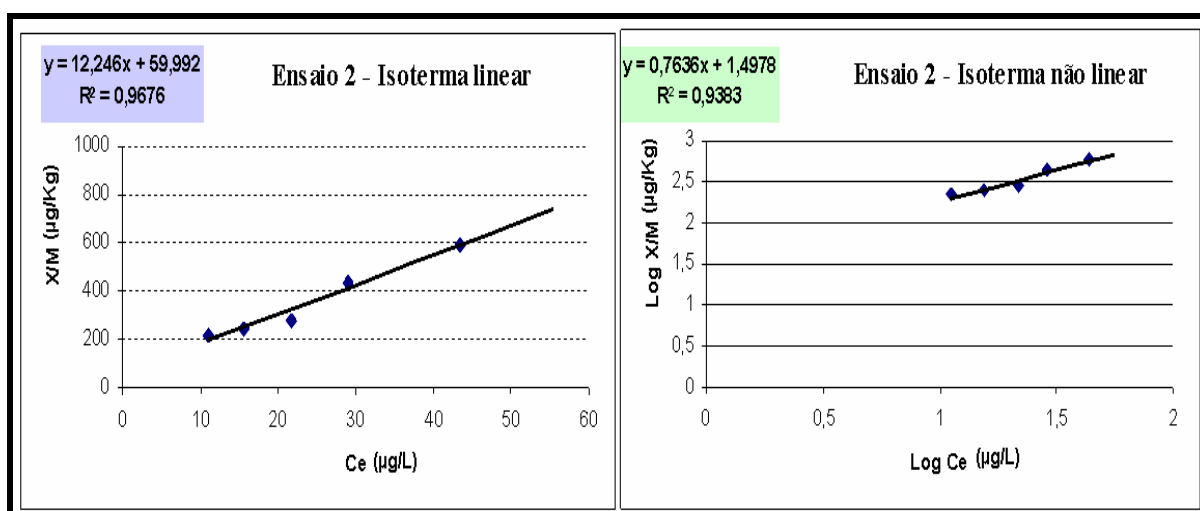


Figura 45: Isotermas de adsorção linear e não linear de neosaxitoxina no sedimento do manancial Lagoa do Peri- Ensaio 2

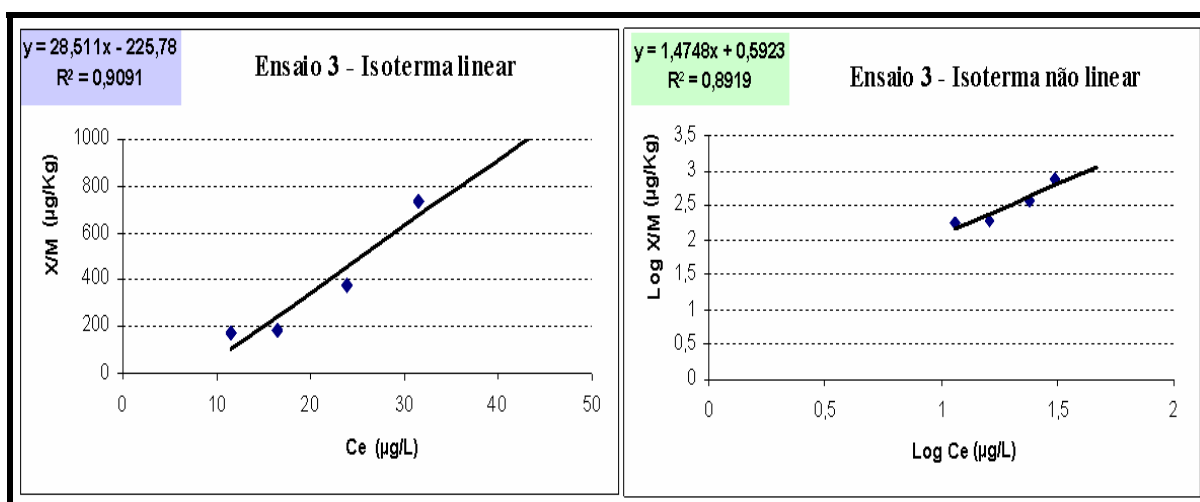


Figura 46: Isotermas de adsorção linear e não linear de neosaxitoxina no sedimento do manancial Lagoa do Peri- Ensaio 3

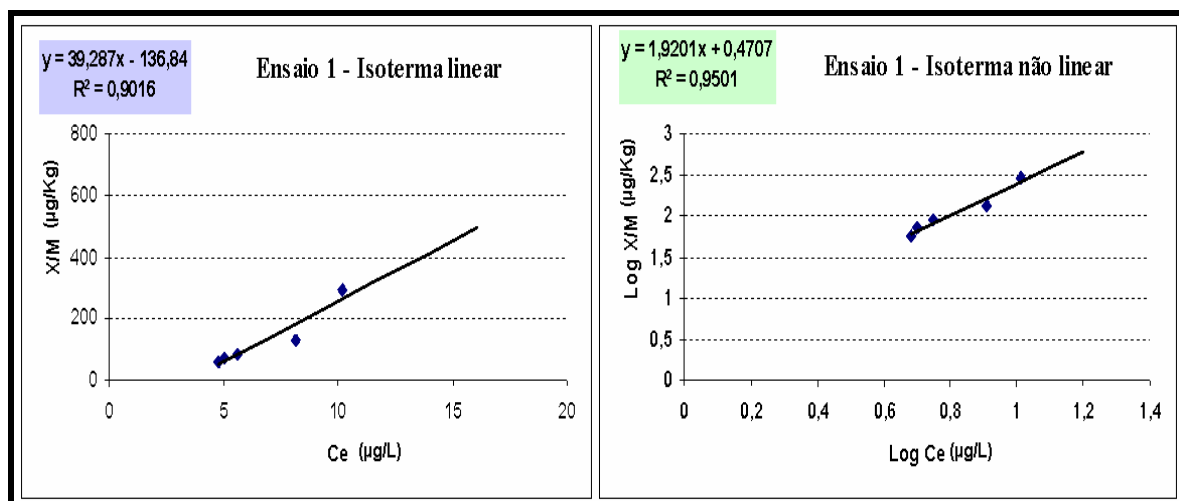


Figura 47: Isothermas de adsorção linear e não linear de saxitoxina no sedimento do manancial Lagoa o Peri- Ensaio 1

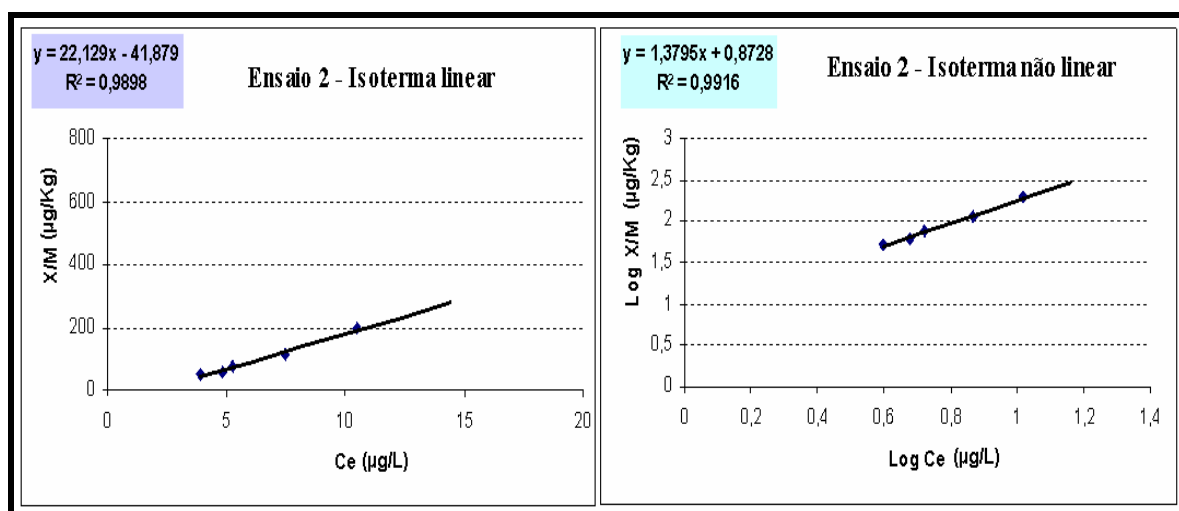


Figura 48: Isothermas de adsorção linear e não linear de saxitoxina no sedimento do manancial Lagoa do Peri – Ensaio 2

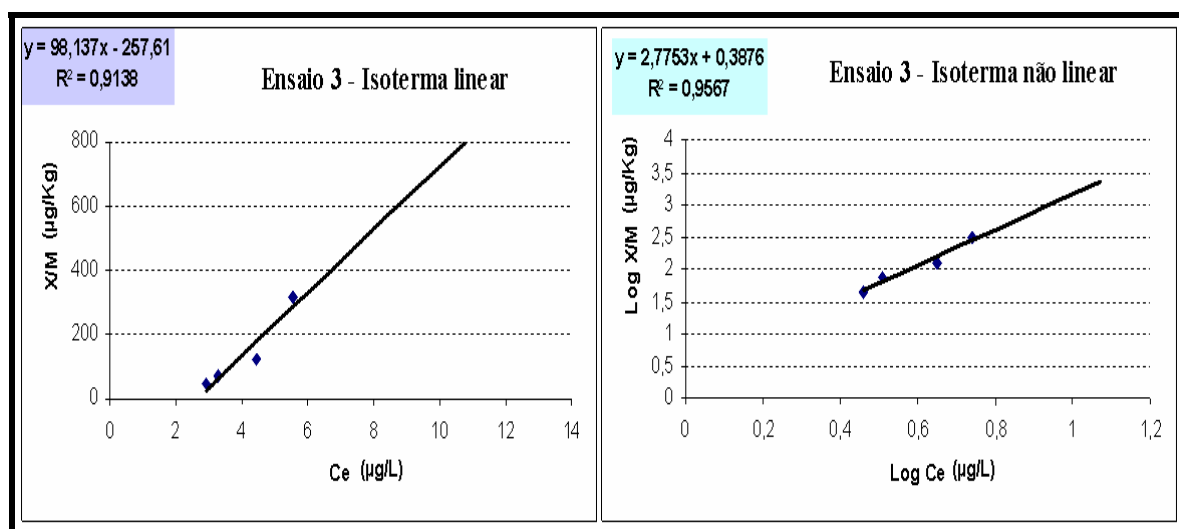


Figura 49: Isothermas de adsorção linear e não linear de saxitoxina no sedimento do manancial Lagoa do Peri – Ensaio 3

A partir das isotermas das Figuras 44 a 49 foi possível determinar as equações das isotermas de adsorção da neosaxitoxina e da saxitoxina. Como pode ser observado nas Figuras, foi obtido um bom ajuste ao modelo linear e o não linear de Freundlich para o material sedimentar da Lagoa do Peri, em que os valores dos coeficientes de correlação ( $R^2$ ) foram favoráveis de 0,90, 0,91 e 0,97; para o modelo linear e para o não linear foram de 0,89, 0,92 e 0,94 para a neosaxitoxina. Já na saxitoxina, os coeficientes de correlação foram melhores, cerca de 0,90, 0,91 e 0,99, para o modelo linear e de 0,95, 0,96 e 0,99, para o não linear. Dessa forma, as isotermas linear e a não linear do modelo de Freundlich resultante do experimento podem ser consideradas representativas do processo adsorptivo das saxitoxinas nesse sedimento.

Por meio do modelo linear, pode-se obter valores do coeficiente de distribuição ( $K_d$ ), os quais são usados nos cálculos de definição de fatores de retardo, que descreve a velocidade do contaminante em relação à velocidade linear do fluxo da água ao longo do perfil do solo. Admitindo uma massa específica de solo seco da Lagoa do Peri ( $\rho_b$ ) de  $1510 \text{ kg/m}^3$ , considerando a porosidade efetiva do solo de  $n_e = 0,20$  e o valor de  $K_d$  extraído da isoterma de adsorção linear das Figuras 44 a 49, foram estimados valores de retardação (Equação 13).

As Tabelas 20 e 21 apresentam os valores de  $K_d$  e de retardação para o sedimento do manancial Lagoa do Peri. Através das equações linearizadas, foram calculadas as constantes  $n$  e  $K_f$ . A constante  $n$  está relacionada com a intensidade de adsorção, um valor de  $n$  menor que 1 indica que adsorção é favorável. A constante  $K_f$  se relaciona com a capacidade do sítio de adsorção. Os resultados são apresentados nas Tabela 20 e 21.

Tabela 20 Parâmetros obtidos pelas isotermas de adsorção da neosaxitoxina.

Sedimento (0 – 50 cm)	Neosaxitoxina – isotermas						
	Co ( $\mu\text{g/L}$ )	pH	$K_d$ (L/Kg)	Retardo (R)	n	$K_f$ (L/Kg)	Equação linearizada $\text{Log X/M} = n \text{ Log Ce} + \text{Log K}$
Ensaio 1	48,93	$6,5 \pm 0,5$	17,71	135	1,113	11,12	$\text{Log X/M} = 1,113 \text{ Log Ce} + 1,046$
Ensaio 2	55,21	$6,5 \pm 0,5$	12,25	93	0,764	31,46	$\text{Log X/M} = 0,764 \text{ Log Ce} + 1,4978$
Ensaio 3	46,36	$6,5 \pm 0,5$	28,51	216	1,475	3,91	$\text{Log X/M} = 1,4748 \text{ Log Ce} + 0,5923$

Tabela 21 Parâmetros obtidos pelas isotermas de adsorção da saxitoxina.

Sedimento (0 – 50 cm)	Saxitoxina – isotermas						
	Co ( $\mu\text{g/L}$ )	pH	$K_d$ (L/Kg)	Retardo (R)	n	$K_f$ (L/Kg)	Equação linearizada $\text{Log X/M} = n \text{ Log Ce} + \text{Log K}$
Ensaio 1	16,06	$6,5 \pm 0,5$	39,29	298	1,920	2,95	$\text{Log X/M} = 1,9201 \text{ Log Ce} + 0,4707$
Ensaio 2	14,42	$6,5 \pm 0,5$	22,13	168	1,380	7,46	$\text{Log X/M} = 1,3796 \text{ Log Ce} + 0,8728$
Ensaio 3	11,91	$6,5 \pm 0,5$	98,14	742	2,775	2,44	$\text{Log X/M} = 2,7753 \text{ Log Ce} + 0,3876$

Como pode ser observado nas Tabelas 20 e 21, os valores de  $K_f$  foram em torno de 3,91, 11,12 e 31,46 L/Kg, enquanto que os valores de  $n$  foram 0,76, 1,11 e 1,47 para neosaxitoxina. Para a saxitoxina os valores de  $K_f$ , cerca de 2,44, 2,95 e 7,46 L/Kg, e os de  $n$  1,38, 1,92 e 2,77, respectivamente. A explicação para a discrepância encontrada pode estar associada às interferências relativas aos aspectos práticos, tais como a filtragem das amostras em intervalos de tempo diferente, devido à falta de aparatos para filtração simultânea das mesmas, que resultou um maior contato com o adsovente.

Os valores de  $K_f$  encontrados foram significativos em todos os ensaios, mesmo com elevado conteúdo de areia (78 – 80%) e um conteúdo de argila de (4%). Os resultados podem indicar que o aspecto qualitativo da fração argilosa é tão importante quanto o aspecto quantitativo, dependendo do tipo de minerais de argila que o solo apresenta.

Os valores de  $K_f$  encontrados para neosaxitoxina mostraram que o sedimento da Lagoa do Peri tem maior capacidade de sítios de adsorção pela neosaxitoxina do que pela saxitoxina. A constante  $n$  indica que o processo de adsorção não é favorável, visto que o parâmetro  $n$  em média apresentou valor acima de 1 para as duas saxitoxinas estudadas, o que sugere que a remoção das saxitoxinas pode ser atribuída à degradação.

Ao se avaliar os valores de  $K_d$ , observa-se que para neosaxitoxina os valores encontrados (12,25, 17,71 e 28,51 L/Kg) foram menores do que os encontrados para saxitoxina (22,13 39,29 e 98,14 L/Kg). Isso reflete grande afinidade da saxitoxina com os componentes sólidos do sedimento, provavelmente, é a substância mais facilmente degradada, sendo a neosaxitoxina apontada como a substância mais móvel no solo. A mobilidade do contaminante é indicada pela magnitude do coeficiente de retardo ( $R$ ), em que elevados valores de  $R$  são indicativos de baixa mobilidade e baixos valores de  $R$  sugerem elevado grau de mobilidade através do solo ou sedimento. Sendo assim, a neosaxitoxina apresenta uma maior mobilidade no sedimento da Lagoa do Peri, necessitando de um tempo maior para que a degradação ocorra.

Deve-se salientar que os valores baixos do coeficiente de adsorção podem ter sido ocasionados em função das águas utilizadas estarem providas de outros constituintes como, por exemplo, a matéria orgânica de resto de celulares, os quais competirão pelos mesmo sítios de adsorção.

De acordo com Miller *et al* (2005), os quais encontraram valores de  $K_f$  de 0,22 a 2,75 L/Kg e  $n$  de 0,59 a 0,76 para nodularina e  $K_f$  de 0,46 a 3,80 L/Kg para a microcistina, sugerem que em concentrações mais baixas o conteúdo de carbono orgânico no solo foi

importante para a adsorção da nodularina e, em concentrações mais elevadas, a argila foi o principal fator. Para a microcistina, o conteúdo de areia e argila foram os fatores que contribuíram para a adsorção.

Estudos semelhantes foram encontrados para outros contaminantes orgânicos. Pusino *et al* (1992) encontraram coeficientes de adsorção de Freundlich (Kf) entre 0,98 e 16,78 L/Kg para o metolachlor, em três texturas de solo diferentes, e o menor Kf foi encontrado em solo arenoso, enquanto o maior valor de Kf foi encontrado em solo com 14,6 % de argila e 16% carbono orgânico.

Outros estudos de Miller *et al* (2001) mostram que a microcistina foi altamente móvel, apresentando coeficiente de retardo na ordem de 1,07, em solo com elevado conteúdo de areia, e obteve uma melhor retenção, em solo com elevado teor de argila, cujo coeficiente de retardo foi maior em torno 5,87. Os autores relatam que em condições laboratoriais uma completa remoção da microcistina é possível pela degradação microbiana, em menos de 16 dias, em solo com elevado teor de argila.

Como pode ser observado nesse estudo, não foi determinada a capacidade máxima adsorptiva. A extrapolação da reta que interpreta os pontos para um valor de  $C_e$  igual a zero, corresponde à capacidade máxima adsorptiva ( $C_{máx}$ ). Conforme Brandão & Silva (2006), deve-se ter cuidado em não extrapolar a equação para intervalos não testados, uma vez, que não há certeza de que os valores obtidos pela equação reproduzem fielmente a situação real em todo o período que antecede à saturação. Assim, a constante K é o parâmetro mais indicado, já que foi obtido a partir do intervalo de dados testado.

Considerando que os valores de Kf foram significativos, o uso da técnica de adsorção em batelada, segundo a literatura, é o primeiro passo para se estudar o comportamento dos contaminantes presentes num ambiente, podendo ser utilizado na avaliação da eficácia da filtração em margem como estratégia na remoção das cianotoxinas. Embora as técnicas de adsorção em batelada tendem a superestimar a adsorção no solo, os dados obtidos podem fornecer uma estimativa do processo de adsorção e uma indicação do comportamento do contaminante no solo.

Assim, observou-se que há um número de fatores que influenciam a eficácia da filtração em margem na remoção de cianotoxinas das águas. O efeito da composição do solo sobre a adsorção das cianotoxinas necessita de uma investigação mais profunda.

Uma outra forma de apresentação dos dados obtidos, a partir de ensaios de adsorção, que pode ser útil para seleção do solo ou sedimento para remover a saxitoxina e suas variantes de uma determinada água, é expressar o residual de toxina em relação à dosagem do

sedimento aplicada. Na Figura 50, pode-se observar o comportamento dos residuais de concentração de neosaxitoxina e saxitoxina para as diferentes dosagens do sedimento.

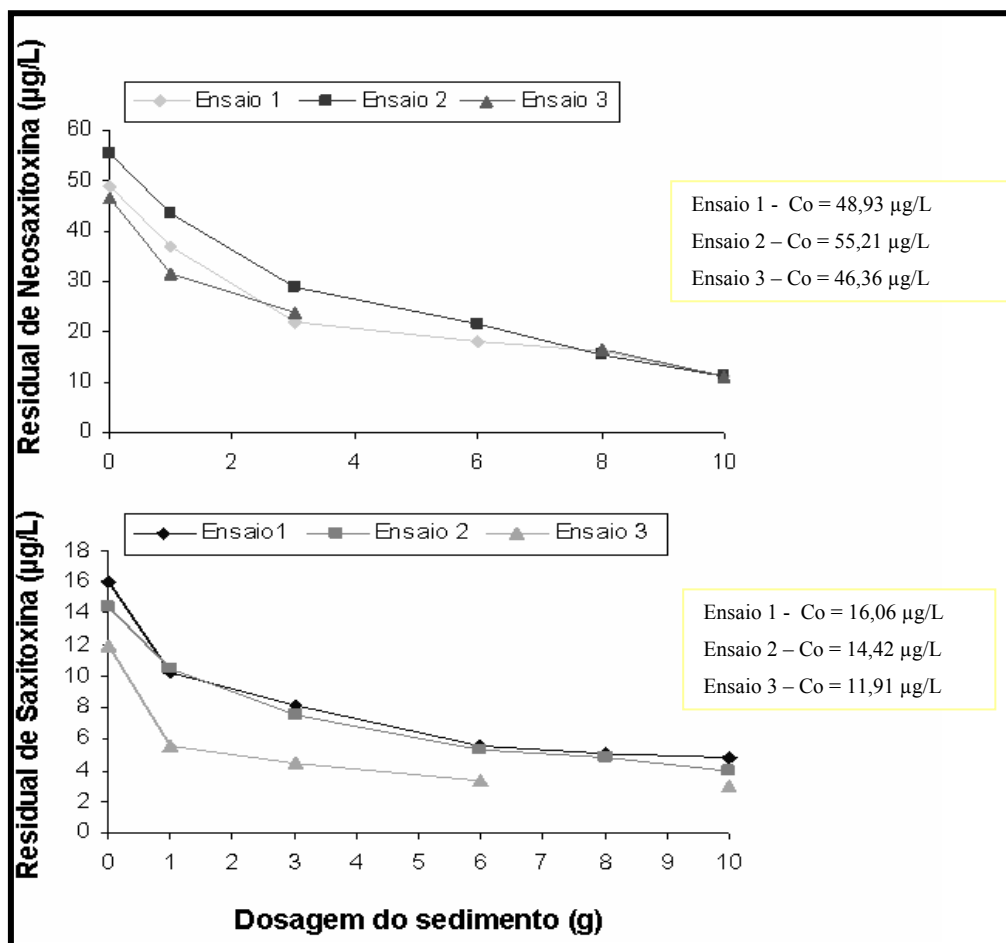


Figura 50: Residuais de neosaxitoxina e saxitoxina para as dosagens do sedimento

Analisando a Figura 50, observou-se que, apesar de os valores das concentrações iniciais das toxinas serem diferentes de uma repetição para outra, o comportamento dos residuais das toxinas com o aumento da dosagem do sedimento foi similar nas três repetições.

Outro aspecto que merece atenção é a avaliação realizada sobre o comportamento da amostra sem a adição do sedimento – Co. Nessas amostras, não foi observado um comportamento sistemático que indicasse uma possível degradação ou transformação entre as variantes de saxitoxina, mas observou-se a mesma concentração ao final do tempo de contato de 24 horas, mostrando que a redução na concentração das toxinas ocorreu através do processo de adsorção pelo sedimento. Convém ressaltar que os valores de pH das amostras desses ensaios pouco variaram, não sendo significativas as diferenças de uma amostra para outra.

Os valores apresentados, na Figura 50, mostram que para todas as dosagens do sedimento há uma redução brusca da concentração da neosaxitoxina e da saxitoxina,

resultando uma melhora na remoção das toxinas. Porém, o intervalo de concentração do sedimento utilizado de 1 a 10 g não foi suficiente para reduzir a concentração inicial que variou de 54,76 a 61,28  $\mu\text{g/L}$  de Equivalente de saxitoxina a 3,0  $\mu\text{g/L}$  Equivalente de saxitoxina, conforme recomendado pela portaria nº 518 do Ministério da Saúde. Foram encontrados nos ensaio para 10g de sedimento valores que variam de 13,53 a 15,12  $\mu\text{g/L}$  de Equivalentes de saxitoxina.

A Figura 51 apresenta as quantidades adsorvidas de neosaxitoxina e saxitoxina para cada dosagem de sedimento analisada.

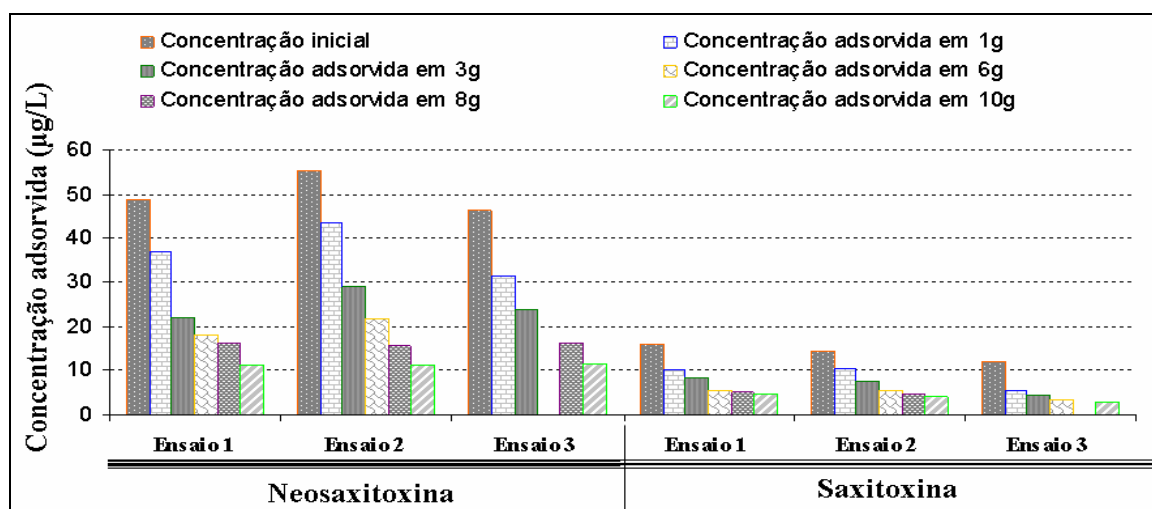


Figura 51: Influência da dosagem do sedimento (g) na adsorção da neosaxitoxina e saxitoxina.

Para as concentrações iniciais das toxinas avaliadas e a faixa de dosagem do sedimento estudada, de um modo geral, o sedimento avaliado apresenta uma elevada eficiência de remoção. Como pode ser observado na Figura 51, com 1g, conseguiu-se remover em torno de 30% da neosaxitoxina e 50% da saxitoxina; com 3g, a remoção foi 55% da neosaxitoxina e 63% da saxitoxina; com 6g e 8g, a remoção foi de 63% e 71% para neosaxitoxina e 72% e 69% para saxitoxina. O maior percentual de remoção foi em torno de 80% para neosaxitoxina, resultado obtido com adição de 10 g do sedimento. Nessa mesma dosagem de sedimento, houve uma remoção de 75% da saxitoxina. Mesmo com elevada eficiência de remoção, as quantidades de toxinas encontradas nas amostras são elevadas e permaneceram na fase líquida, o que se torna preocupante quando se trata de uma neurotoxina.

Dessa forma, esta pesquisa ressalta a importância da realização de outras análises para a caracterização do sedimento, devido à necessidade premente de remoção de contaminantes específicos presentes em águas destinadas ao abastecimento público.

### 5.2.2.1.1 Avaliação estatística das isotermas de adsorção

Nessa secção, são apresentados os resultados das análises estatísticas das isotermas de adsorção linear e a não linear de Freundlich. As análises estatísticas consistiram de uma análise inferencial na qual se verificou que existem significâncias nos coeficientes das equações de regressão estimadas para a adsorção das saxitoxinas existentes nas amostras de água. Como já relatado, as análises estatísticas foram desenvolvidas com a utilização do programa STATISTICA, versão 7.0 (STATSOFT, 2004) o qual possui a implantação dos métodos estatísticos supra-citados.

O resultado das análises estatística do coeficiente das regressões linear e não lineares pode ser visto na Tabela B.3.1 do apêndice B3.

De acordo com os resultados encontrados na Tabela B.3.1 (apêndice B3), todos os coeficientes B1 encontrados nos ensaios para a saxitoxina foram estatisticamente significativos ( $p < 0,05$ ), ou seja, os resultados encontrados são confiáveis. Para a neosaxitoxina, o coeficiente B1 da isoterma não linear encontrado no ensaio 3 apresentou valor de p acima de 5% ( $p = 0,0556$ ), para os demais ensaios o valor de p esteve abaixo de 5% ( $p < 0,05$ ), mostrando que os resultados encontrados são estatisticamente significativos.

### 5.2.3 Ensaios em contínuo - Simulação da Filtração em Margem em coluna filtrante

Os ensaios de colunas em laboratórios têm sido desenvolvidos para estimar, experimentalmente, os efeitos da remoção de cianotoxinas pela filtração em margem. Estudos mostram que é possível representar o movimento do líquido através do solo/sedimento de campo em colunas.

Inicialmente, as colunas filtrantes foram alimentadas com a água tipo I no período de 100 dias. Nesse período, foram realizados ensaios preliminares para averiguar a simulação da filtração em margem. Pode-se observar, na Figura 52, que a realização da simulação da filtração em margem através das colunas filtrantes proporcionou uma melhora na qualidade da água produzida, removendo 90% a cor aparente, 89% a turbidez remanescente e 100% do fitoplâncton. Resultado similar foi encontrado na água produzida pela filtração em margem (Água II). Nessa Água tipo II, foi encontrado uma remoção de 79% da cor, 90% da turbidez e 100% do fitoplâncton.



Esses resultados podem indicar a simulação da filtração em margem através das colunas filtrantes. A Figura 52 apresenta os valores médios dos resultados das análises da água da Lagoa do Peri (Água I), da água filtrada em margem com 14 dias de percurso (Água II) e da água filtrada em margem - saída da coluna filtrante após 50 dias de percolação.

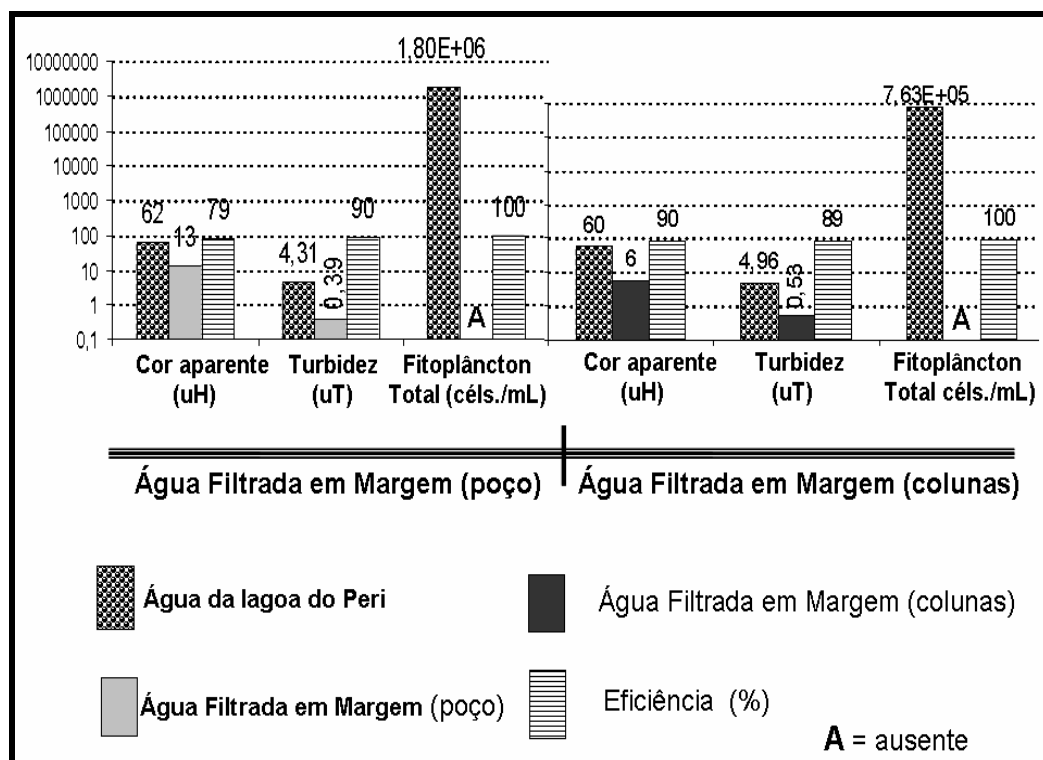


Figura 52: Resultado das análises da Água I, da água de saída da coluna filtrante e da água filtrada em margem (Água II).

Com base nos resultados dos ensaios, os quais mostraram a reprodução da filtração em margem em colunas filtrantes, foram iniciados os ensaios da determinação da degradação e remoção das saxitoxinas por meio das colunas filtrantes. Conforme mencionado no item 3.3.3, foram realizados cinco ensaios com a água tipo IV, em diferentes concentrações de saxitoxinas, consideradas altas de, 134 e 85,39  $\mu\text{g/L}$ , médias, 60,0 e 20,0 e baixas de 6,78 e 10,0  $\mu\text{g/L}$ . Foram adotadas essas concentrações com o intuito de avaliar a aplicabilidade da filtração em margem na remoção das saxitoxinas.

As colunas foram alimentadas e as amostras coletadas nos pontos de amostragem distribuídos ao longo das colunas. O tempo de percolação avaliado variou de cinco a 50 dias, e a identificação das saxitoxinas presentes nas amostras foi realizada por CLAE. Foram possíveis a separação e a identificação das saxitoxinas NEO, dc-STX e STX, e das saxitoxinas GTX-4, GTX-1, dc-GTX- 3, GTX-5, dc-GTX-2, GTX-3 e GTX-2.

Os cromatogramas e os cálculos da concentração das toxinas, para as amostras da solução de alimentação e das coletadas nos diferentes pontos das colunas, são apresentados no apêndice B.2.

Cabe ressaltar que as concentrações das saxitoxinas presentes nas amostras foram calculadas com a equação de ajuste aos pontos da curva de calibração para cada toxina identificada. Cabe também, salientar que as amostras não foram concentradas e nem purificadas para a realização das análises de saxitoxinas nesses ensaios.

As Tabelas 22, 23, 24, 25 e 26 mostram os valores de concentração de neosaxitoxina (NEO), decarbamoilsaxitoxina (dcSTX), saxitoxina (STX), goniautoxina: GTX-4, GTX-1, GTX-3, GTX-5 e GTX2 e decarbamoilgoniautoxina: dc-GTX- 3 e dc-GTX-2 encontradas nas amostras da água de alimentação das colunas e das águas coletadas nos diferentes dias de percolação dos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5.

Tabela 22 - Concentração das variantes de saxitoxinas analisadas nas amostras de água do Ensaio 1 de filtração em margem em coluna.

<b>ENSAIO 1</b>									
<b>Toxinas (<math>\mu\text{g/L}</math>)</b>	<b>Água de alimentação</b>	<b>Água 5dias</b>	<b>Água 15dias</b>	<b>Água 25dias</b>	<b>Água 30dias</b>	<b>Água 35dias</b>	<b>Água 40dias</b>	<b>Água 45dias</b>	<b>Água 50dias</b>
<b>NEO</b>	85,08	83,99	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
<b>dcSTX</b>	8,71	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
<b>STX</b>	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
<b>GTX-4</b>	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
<b>GTX-1</b>	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
<b>dcGTX-2</b>	0,26	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
<b>dcGTX-3</b>	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
<b>GTX-2</b>	0,82	0,78	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
<b>GTX-3</b>	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
<b>EqSTX</b>	<b>83,44</b>	<b>77,63</b>							

A Tabela 22 apresenta o resultado do ensaio 1, o qual foi avaliado elevadas concentrações. Nessa Tabela, observa-se que foram realizadas análises cromatográficas para nove tipos de saxitoxinas. Das toxinas analisadas nesse ensaio, foram encontradas na água de alimentação da coluna uma concentração de 85,08  $\mu\text{g/L}$  de NEO, 8,71  $\mu\text{g/L}$  de dcSTX, 0,26  $\mu\text{g/L}$  de dcGTX3 e 0,82  $\mu\text{g/L}$  de GTX2. Observou-se, posteriormente, que concentrações da dcSTX e da dcGTX2 não foram encontradas nas águas tratadas em todo o percurso que variaram de 5 dias a 50 dias. Como pode ser visto somente a NEO e a GTX2 foram encontradas na água após cinco dias de percolação com valor de 83,99  $\mu\text{g/L}$  de NEO e 0,78  $\mu\text{g/L}$  de GTX2. Esse resultado pode indicar uma maior resistência da neosaxitoxina e da GTX2 ao processo de filtração em margem. Vale ressaltar que não foi detectada saxitoxina na água de alimentação da coluna.

Tabela 23 - Concentração das variantes de saxitoxinas encontradas nas amostras de água do Ensaio 2 fe filtração em margem em coluna

<b>ENSAIO 2</b>									
<b>Toxinas (µg/L)</b>	<b>Água de alimentação</b>	<b>Água 5dias</b>	<b>Água 15dias</b>	<b>Água 25dias</b>	<b>Água 30dias</b>	<b>Água 35dias</b>	<b>Água 40dias</b>	<b>Água 45dias</b>	<b>Água 50dias</b>
NEO	68,27	67,40	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
dcSTX	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
STX	61,44	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
GTX-4	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
GTX-1	8,09	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
dcGTX-2	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
dcGTX-3	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
GTX-2	0,70	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
GTX-3	2,31	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
<b>EqSTX</b>	<b>134,3</b>	<b>62,29</b>							

Das variantes de saxitoxina avaliadas, no ensaio 2, a NEO, a STX, a GTX-1, a GTX-2 e a GTX-3 foram encontradas na água de alimentação da coluna, com concentração de 68,27 µg/L, 61,44 µg/L, 8,09 µg/L, 0,70 µg/L e 2,31 µg/L, respectivamente. A neosaxitoxina, além da amostra da alimentação da coluna, foi detectada somente na amostra de água após cinco dias de percolação, com concentração de 67,40 µg/L. Mais uma vez verifica-se que a NEO é mais resistente ao tratamento.

Como pode ser observado na Tabela 23, a saxitoxina estava presente na água de alimentação da coluna em quantidade bastante considerável, quando comparada com a neosaxitoxina. A saxitoxina mostrou ser mais facilmente removida, apesar das duas apresentarem o mesmo nível de concentração.

Com relação às amostras entre 15 dias a 50 dias de percolação, não foram detectadas variantes de saxitoxina em todas as amostras de águas analisadas.

Tabela 24 - Concentração das variantes de saxitoxinas encontradas nas amostras de água do Ensaio 3 de filtração em margem em colunas

<b>ENSAIO 3</b>									
<b>Toxinas (µg/L)</b>	<b>Água de alimentação</b>	<b>Água 5dias</b>	<b>Água 15dias</b>	<b>Água 25dias</b>	<b>Água 30dias</b>	<b>Água 35dias</b>	<b>Água 40dias</b>	<b>Água 45dias</b>	<b>Água 50dias</b>
NEO	23,34	3,17	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
dcSTX	8,71	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
STX	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
GTX-4	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
GTX-1	2,92	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
dcGTX-2	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
dcGTX-3	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
GTX-2	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
GTX-3	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
<b>EqSTX</b>	<b>28,94</b>	<b>2,93</b>							

No ensaio 3, conforme apresentado na Tabela 24, optou-se por trabalhar com concentrações mais baixas de saxitoxinas. Esse critério foi adotado para avaliar o comportamento do tratamento da filtração em margem em menores concentrações. Sendo assim, foram encontrados na amostra de água de alimentação das colunas 23,34 µg/L de NEO, 8,71 µg/L de dcSTX e 2,92 µg/L de GTX-1. Na amostra de água, após cinco dias de percolação, foi somente encontrada a NEO, com valor de 3,17 µg/L. Novamente a NEO mostrou ser mais resistente ao tratamento do que as demais variantes de saxitoxina analisadas. Nas demais amostras de água tratada, não foram detectadas toxinas, não sendo também encontrada saxitoxina na água de alimentação das colunas.

Tabela 25 - Concentração das variantes de saxitoxinas encontradas nas amostras de água do Ensaio 4 de filtração em margem em colunas

<b>ENSAIO 4</b>									
<b>Toxinas (µg/L)</b>	<b>Água de alimentação</b>	<b>Água 5dias</b>	<b>Água 15dias</b>	<b>Água 25dias</b>	<b>Água 30dias</b>	<b>Água 35dias</b>	<b>Água 40dias</b>	<b>Água 45dias</b>	<b>Água 50dias</b>
<b>NEO</b>	9,06	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
<b>dcSTX</b>	3,43	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
<b>STX</b>	3,99	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
<b>EqSTX</b>	<b>14,12</b>								

Tabela 26 - Concentração das variantes de saxitoxinas encontradas nas amostras de água do Ensaio 5 de filtração em margem em colunas

<b>ENSAIO 5</b>									
<b>Toxinas (µg/L)</b>	<b>Água de alimentação</b>	<b>Água 5dias</b>	<b>Água 15dias</b>	<b>Água 25dias</b>	<b>Água 30dias</b>	<b>Água 35dias</b>	<b>Água 40dias</b>	<b>Água 45dias</b>	<b>Água 50dias</b>
<b>NEO</b>	6,04	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
<b>dcSTX</b>	3,59	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
<b>STX</b>	3,20	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
<b>EqSTX</b>	<b>10,62</b>								

De acordo com os dados apresentados nas tabelas 25 e 26, verifica que, em concentrações baixas de 6 a 10 µg/L, não foram detectadas variantes de saxitoxinas nas amostras tratadas. Vale lembrar que nesses ensaios não foram analisadas as goniautoxinas e as decarbamoilsaxitoxina. No ensaio 4, foi encontrada toxina apenas nas amostras de água de alimentação da coluna, com valor de 9,04 µg/L de NEO, 3,43 µg/L de dcSTX e 3,20 µg/L de STX. O mesmo ocorreu no ensaio 5, no qual foram encontradas toxinas somente na amostra da água de alimentação das colunas, e os valores foram 6,04 µg/L de NEO, 3,59 µg/L de dcSTX e 3,20 µg/L de STX.

Na Figura 53, estão compilados os valores das concentrações das variantes de saxitoxinas expressa em equivalentes de saxitoxina por litro (EqSTX µg/L) para as amostras

de água de alimentação e para as amostras de águas coletadas em diferentes dias de percolação para os ensaios 1,2,3,4 e5.

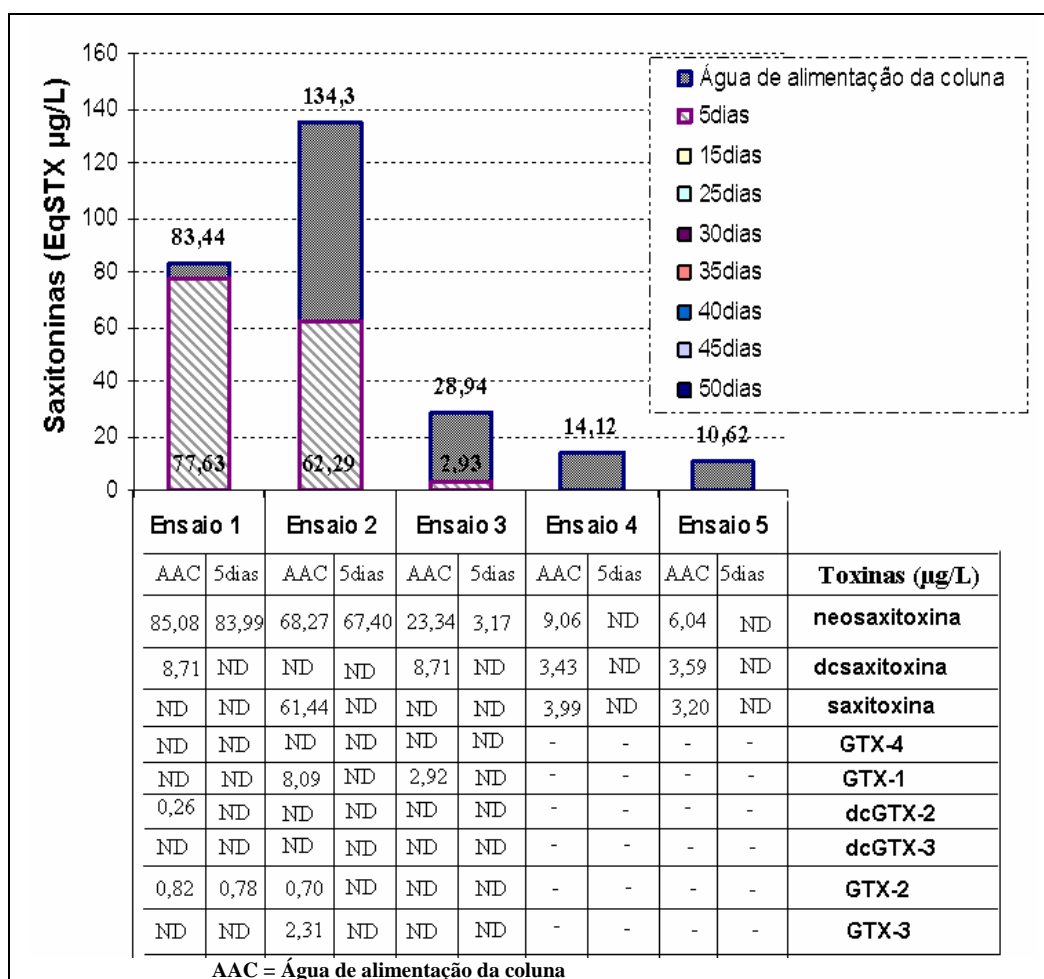


Figura 53: Concentrações de saxitoxinas – expressa em equivalentes de STX/L – nas amostras de alimentação da colunas e nas amostras percoladas em diferentes dias.

Observa-se que os valores de concentração de saxitoxinas na água de alimentação empregada nos ensaio das colunas foram variados (10,62 a 134,3 µg/L de EqSTX). Esses valores possibilitam as análises da eficiência de remoção do tratamento investigado, ou seja, a eficiência da filtração em margem na remoção de saxitoxinas.

De acordo com esses dados, as eficiências parciais obtidas referentes à remoção de saxitoxinas nas águas percoladas foram de 6,96% de remoção da concentração de equivalentes de saxitoxina num período de cinco dias, e 100% num período de 15 dias para o ensaio 1. Nesse ensaio, a toxina encontrada de maior concentração foi a NEO, com valor de 83,44 µg/L. Verifica-se que sua concentração começou a diminuir após cinco dias de percolação e, em 15 dias de percolação, sua eliminação foi completa. O valor encontrado de 6,69% foi relativamente baixo, sugerindo que a neosaxitoxina é mais móvel no solo, ou seja, uma maior mobilidade significa que uma maior distância de filtração pode ser necessária para

eliminar as toxinas da água e, conseqüentemente, essa fica mais tempo disponível para que a degradação ocorra.

Essa mobilidade já era esperada devido ao valor do coeficiente de retardo (R), encontrado no ensaio de adsorção descrito no item anterior e está de acordo com a literatura, na qual há relatos de que as toxinas são móveis em solos arenosos. Em relação às dcSTX, dcGTX2 e GTX2, toxinas encontradas, cinco dias foram suficientes para eliminá-las, porém, precisa-se levar em consideração a baixa concentração apresentada na amostra de água de alimentação.

Em relação ao ensaio 2, foi encontrada uma remoção maior que 53% na água, após cinco dias de percolação. Essa elevada remoção é devido à amostra de água de alimentação das colunas que, além de apresentar uma quantidade elevada de neosaxitoxina, possui uma grande quantidade de saxitoxina, num valor de 61,44 µg/L. Esta mostrou ser mais facilmente degradada, já que em cinco dias sua remoção foi completa. A neosaxitoxina teve o mesmo comportamento do ensaio anterior, removendo apenas 1,3% nos primeiros cinco dias, com remoção completa em 15 dias. Apesar de a amostra de alimentação apresentar uma maior diversidade das variantes da saxitoxina, entre elas as GTX1, GTX2 e GTX3 mostraram ser facilmente removidas. A remoção foi de 100% em 15 dias. No ensaio 3, foi encontrada uma remoção em torno de 90% em cinco dias, e de 100% de equivalente de saxitoxina em 15 dias. Vale ressaltar que a concentração de maior valor encontrada nesse ensaio foi novamente a neosaxitoxina, com 23,34 µg/L na água de alimentação, e 3,17 na água percolada após cinco dias. Houve uma remoção completa em 15 dias de percolação. Observa-se nesse ensaio que a remoção da neosaxitoxina ocorreu praticamente nos primeiros cinco dias, removendo 86% da toxina. Nota-se que a concentração inicial da água de alimentação é menor, por isso, necessita de uma distância menor para ser removida, ou seja, menos tempo de percolação.

Os ensaios 4 e 5 tiveram o mesmo comportamento. As concentrações encontradas nas águas de alimentação foram baixas de 10,62 e 14,12 µg/L de equivalentes de saxitoxina. Suas concentrações reduziram consistentemente, obtendo remoção de 100% em menos de cinco dias.

Assim, diante dos ensaios, foi possível constatar que, quando se quer remover uma quantidade elevada de uma determinada substância que tenha um certo grau de mobilidade, a distância de filtração se torna significativa para que ocorra efetivamente o processo de degradação, eliminando-a da água.

Vale ressaltar a carência de estudos feitos para a degradação e remoção de saxitoxinas pela matriz sedimento/água. A literatura relata somente estudos da degradação das hepatoxinas, como as microcistina e nodularina.

Chega-se à conclusão de que a filtração em margem é uma estratégia promissora para a remoção das cianotoxinas da água, desde que as propriedades hidráulicas do solo/sedimento permitam o fluxo da água, e que a população de microrganismo esteja disponível para degradar as toxinas. Salienta-se também que a degradação requer uma investigação mais aprofundada no âmbito de uma gama de condições ambientais.

Por fim, cabe ressaltar que, em 15 dias de percolação, conseguiu-se remover 100% das saxitoxinas através do material sedimentar do manancial Lagoa do Peri, e abaixo do máximo admissível recomendado pela Portaria nº 518 do ministério da saúde (3,0 µg/L). O processo de tratamento da filtração em margem por meio das colunas filtrantes mostrou ser bastante eficiente para assegurar a qualidade da água, especialmente, com relação à remoção de saxitoxinas.

### **5.3 TERCEIRA ETAPA**

Os resultados estão apresentados em dois grupos. O primeiro grupo é relativo aos ensaios de bancada em jarreste, e o segundo relativo aos ensaios em sistema piloto. Em função da alteração nas características das águas I e III, sobretudo em termos de cor, turbidez e densidade fitoplanctônica, foram estabelecidas duas séries (Série 1 e Série 2) de ensaios para essa etapa da pesquisa.

#### **5.3.1 Ensaios de coagulação/floculação em jarreste**

Na filtração direta descendente, conforme descrito em Di Bernardo *et al.* (2003), o mecanismo de coagulação desejado é o de adsorção-neutralização de cargas, pois nesse mecanismo, o principal não é a formação de flocos grandes, mas sim, a partícula desestabilizadas serem retidas no filtro. Além disso, esse mecanismo contribui para que não haja transpasse e permite o controle adequado do alumínio residual da água floculada.

Bernhardt e Clasen (1991) indicam que a coagulações das células de microalgas e cianobactérias que são mais lisas e mais ou menos esféricas acontecem, em grande parte por meio de neutralização de cargas. Já as microalgas grandes ou filamentosas podem





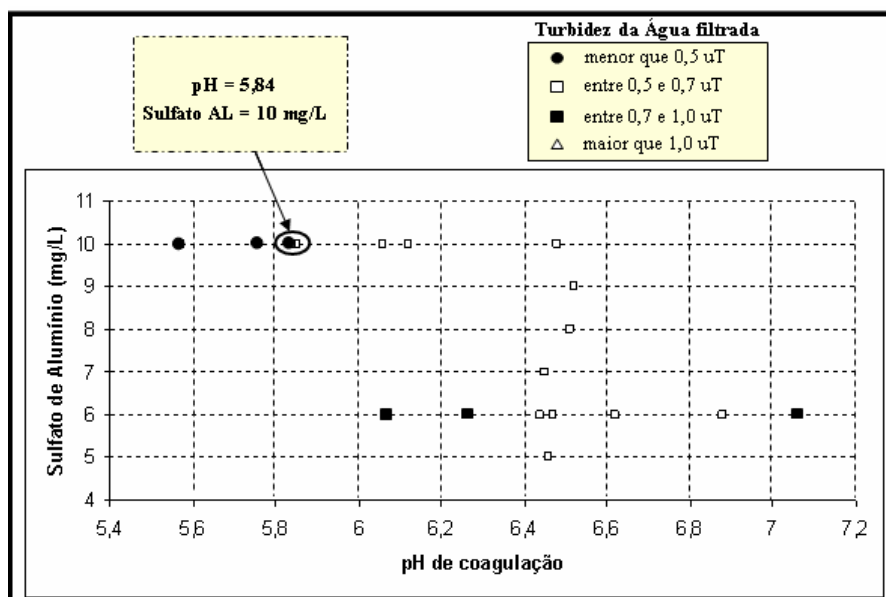


Figura 55: Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio para água III- Série1

As Figuras 54 e 55 mostram os respectivos diagramas de coagulação da água I e água III da série 1. Os melhores resultados para água I, isto é, os menores valores de turbidez da água filtrada, foram obtidos com dosagens de 20mg/L de sulfato de alumínio e pH de coagulação em torno de 5,6 ajustado com 1,0 mg/L de alcalinizante. Cabe ressaltar que a turbidez da água bruta do tipo I foi em média de 4,92 uT. Para água III, os melhores resultados foram obtidos com dosagens de sulfato de alumínio de 10mg/L e pH de coagulação de 5,84, ajustado com 2,4mL/L de ácido sulfúrico e a turbidez da água do tipo III foi em média de 1,4.

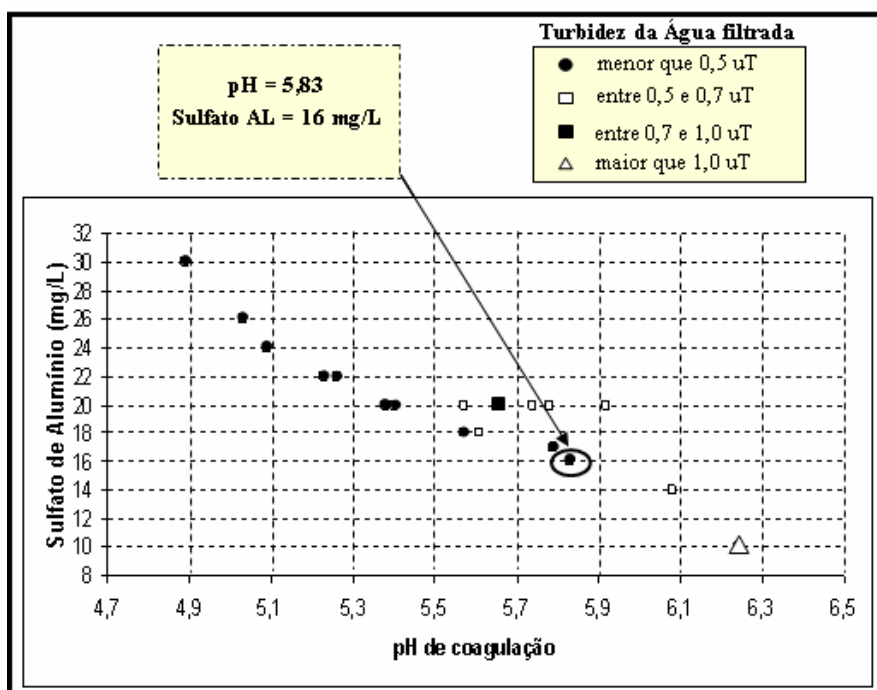


Figura 56: Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio para água I- Série2

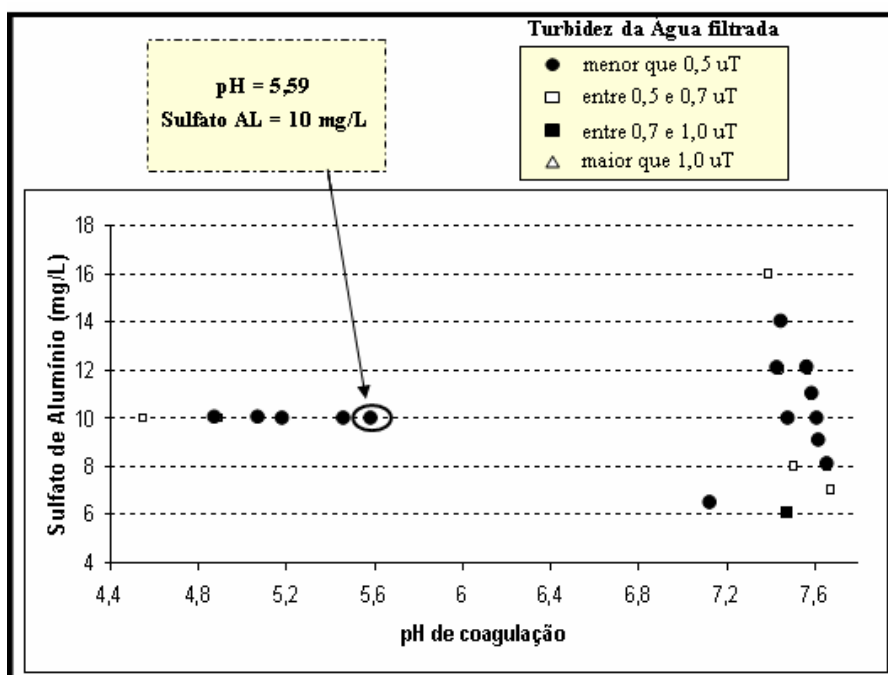


Figura 57: Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio para água III- Série2

Nas Figuras 56 e 57 estão apresentados os diagramas de coagulação da Água I e da Água III da Série 2. Os melhores resultados obtidos para a Água I, ou seja, os menores valores de turbidez da água filtrada, foram obtidos com dosagens de sulfato de alumínio próxima de 16mg/L e pH de coagulação de 5,8, ajustado sem a adição de produto químico, nessa série a turbidez da água tipo I era de 3,21 uT. Para água III, os melhores resultados foram obtidos com dosagens de sulfato de alumínio de 10mg/L e pH de coagulação de 5,59, ajustado com 3,0mL/L de ácido sulfúrico com turbidez da água tipo III de 0,95 uT.

As dosagens de coagulante determinadas nos ensaios de bancada das Série 1 e 2 para água tipo I e água tipo III, estão dentro das indicadas à tecnologia da filtração direta descendente, cujo o mecanismo mais adequado é o de adsorção e neutralização de cargas.

Assim, essas dosagens de coagulante determinadas para as águas do tipo I e III nos ensaios em jarrest foram utilizadas para dar subsídios à determinação das condições de coagulação química empregada nas carreiras de filtração dos ensaios em sistema piloto.

### 5.3.2 Ensaios contínuos em sistema piloto de filtração direta

De posse nos resultados dos ensaios de bancada que determinaram as dosagens ótimas do coagulante (sulfato de alumínio), foram realizados os ensaios contínuos em instalação piloto. Os ensaios foram feitos em dias consecutivos e de forma alternada, com e

sem a filtração em margem e com e sem a desinfecção com cloro (1,0 mg/L de cloro ativo e tempo de contato de 30 minutos).

Conforme já relatado, foram estabelecidas duas séries de ensaios de filtração. Na primeira série, foram realizados oito ensaios e nos mesmos não foi realizada a etapa da desinfecção. Já, na segunda série, foram feitos seis ensaios, seguidos de desinfecção, totalizando 14 ensaios de filtração.

Ao longo dos experimentos, os filtros de escoamento descendente foram operados com taxa de filtração de 200 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>. dia, e carga hidráulica variável. Nos tópicos a seguir, estão apresentados e comparados os resultados encontrados nos ensaios.

### 5.3.2.1 Qualidade da água filtrada e duração da carreira de filtração dos ensaios da Série 1

Nos ensaios realizados na série 1, foi avaliado o efeito da pré-filtração em margem, sob a duração das carreiras de filtração e à qualidade da água filtrada (em termos de turbidez e cor aparente).

As planilhas de acompanhamento das carreiras de filtração são apresentadas no apêndice C.3.1, identificadas de C.3.1.1 a C.3.1.8. A Tabela 27 resume os resultados das carreiras de filtração da série 1.

Tabela 27 - Resultado das carreiras de filtração com e sem pré-filtração em margem - Série 1

Ensaio	Água bruta			Coagulação		Água filtrada (com Pré-FM)		Água filtrada (sem Pré-FM)		Duração da carreira (h)
	pH	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)	pH	SA Dose (mg/L)	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)	
1.1	6,7	5,72	78	5,59	18,0	----	----	0,81	9	7,66
Água I	6,5-6,9	4,49-6,25	73-80	5,4-5,9				0,6-1,1	5-14	
1.2	7,6	1,01	18	6,39	10,0	0,53	5	----	----	28,2
Água III	7,5-7,8	0,85 - 1,18	12-22	6,2-6,5		0,42-0,90	1 - 9			
1.3	6,8	5,11	76	5,41	20,0	----	----	0,52	5	8
Água I	6,6-6,9	4,93-5,63	72-80	5,2-5,6				0,41-0,61	2-7	
1.4	7,6	1,42	28	6,39	11,0	0,59	6	----	----	30,5
Água III	7,5-7,7	0,99-1,74	20-34	5,7-6,6		0,44-0,89	3 - 14			
1.5	6,8	4,98	67	5,55	20,0	----	----	0,65	6	7,25
Água I	6,6-6,8	4,43-5,86	60-77	5,4-5,7				0,47-0,85	4-9	
1.6	7,6	1,36	28	6,39	11,0	0,56	5	----	----	26,5
Água III	7,5-7,9	1,18-1,56	18-32	6,4-6,5		0,21-0,97	2 - 9			
1.7	6,9	5,10	76	5,57	20,0	----	----	0,56	7	7,25
Água I	6,8-7,2	4,43-5,60	66-81	5,4-5,9				0,30-0,88	6-9	
1.8	7,7	1,32	28	6,40	11,0	0,61	6	----	----	26,63
Água III	7,4-7,9	1,04-1,63	19-35	6,4-6,5		0,50-0,83	5 - 8			

Obs: Os parâmetros de qualidade de água são representados por valores médios e a faixa de variação (ex:6,5-6,9).

As dosagens de sulfato de alumínio empregada nas carreiras realizadas com a pré-filtração em margem foram de 10mg/L, o que representa uma redução de 50% no consumo de coagulante em comparação com os 20mg/L utilizados nas carreiras sem o pré-tratamento. Essa redução poderia ser ainda maior, uma vez que os valores médios de turbidez e cor aparente da água filtrada das carreiras sem pré-filtração em margem foram sempre maiores.

A turbidez e a cor aparente remanescente da água filtrada, para as carreiras com pré-filtração em margem, foram, em média, de 0,57 uT e 5uH, respectivamente. Os valores médios, para os mesmos parâmetros nas carreiras sem pré-filtração em margem, foram 0,64 uT e 7uH. Os resultados obtidos demonstraram que a filtração em margem reduziu a dosagem de coagulante e aumentou a qualidade da água filtrada.

Em relação à duração das carreiras, comparadas duas a duas, ensaios 1.1/1.2, 1.3/1.4, 1.5/1.6 e 1.7/1.8, devido à proximidade da data de execução, verifica-se que a pré-filtração em margem ocasiona aumentos de 3 a 4 vezes mais nas carreiras de filtração, o que, em média, representa mais de 26 horas. A Figura 58 representa o desempenho das carreiras dos ensaios 1.1 e 1.2, realizadas sem e com pré-filtração em margem, respectivamente.

Percebe-se através do gráfico que a qualidade da água filtrada no ensaio com a pré-filtração em margem foi superior em termos de cor aparente e turbidez, no qual a cor aparente ficou abaixo de 5 uH em mais de 50% das amostras de água filtrada coletada durante a realização da carreira de filtração. Avaliando-se as curvas de perda de carga para os ensaios 1.1 e 1.2, observa-se que a taxa de crescimento da perda de carga devido à retenção de impurezas foi maior na carreira realizada sem pré-filtração em margem (taxa média de 24,5 cm/h) do que na carreira com pré-filtração em margem (taxa média de 6,4 cm/h).

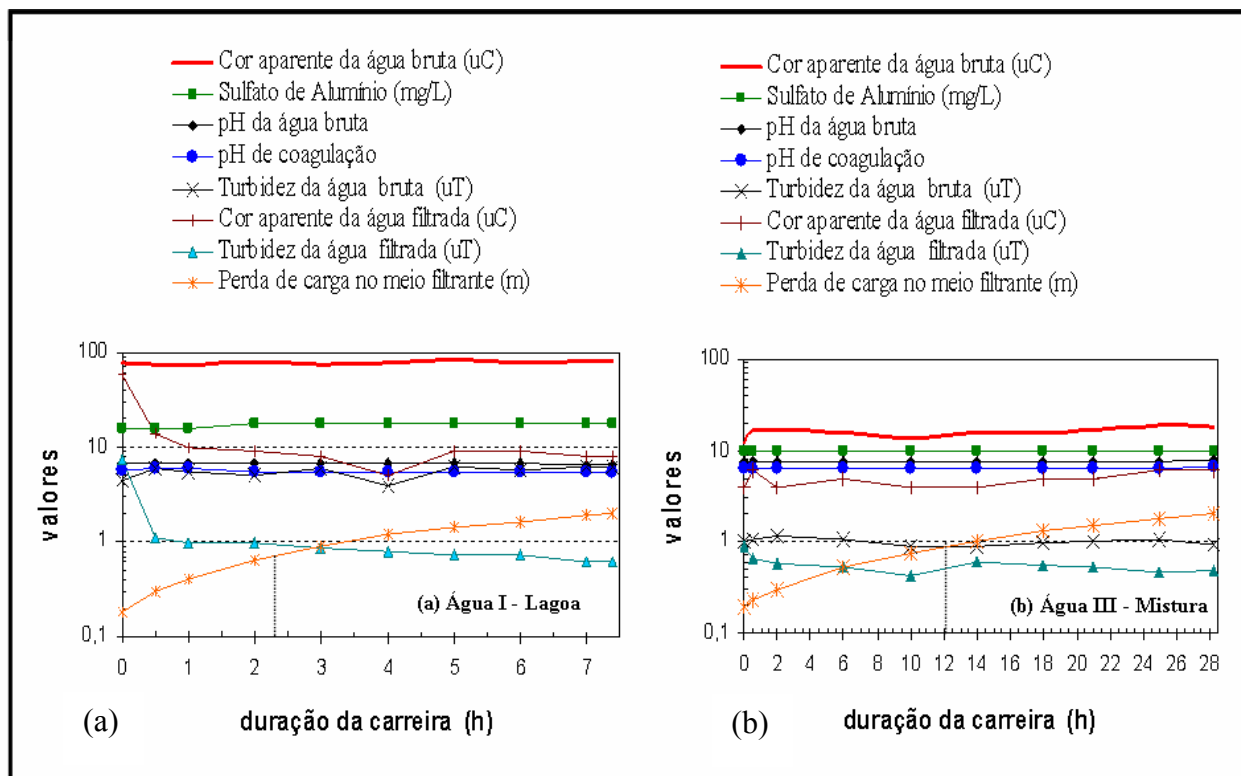


Figura 58: Comportamento típico da perda de carga e da qualidade da água filtrada nos ensaios realizados (a) sem pré-filtração em margem e (b) com pré-filtração em margem – Série 1.

A Figura 59 ilustra a participação do meio filtrante na retenção de impurezas para os ensaios 1.1 (sem pré-filtração em margem) e 1.2 (com a pré-filtração em margem).

Além da menor dosagem de coagulante requerida, a pré-filtração em margem foi também responsável por uma maior participação do leito filtrante. Enquanto no ensaio 1.1, realizado sem pré-filtração em margem, as impurezas foram retidas praticamente nos primeiros centímetros do meio filtrante; no ensaio 1.2, com pré-filtração em margem, o meio do filtro foi mais exigido, envolvendo quase toda a camada filtrante. Tal desempenho pode ser explicado pela capacidade da filtração em margem em facilitar a coagulação e promover a formação de flocos de menor tamanho, os quais penetrariam mais profundamente na camada filtrante.

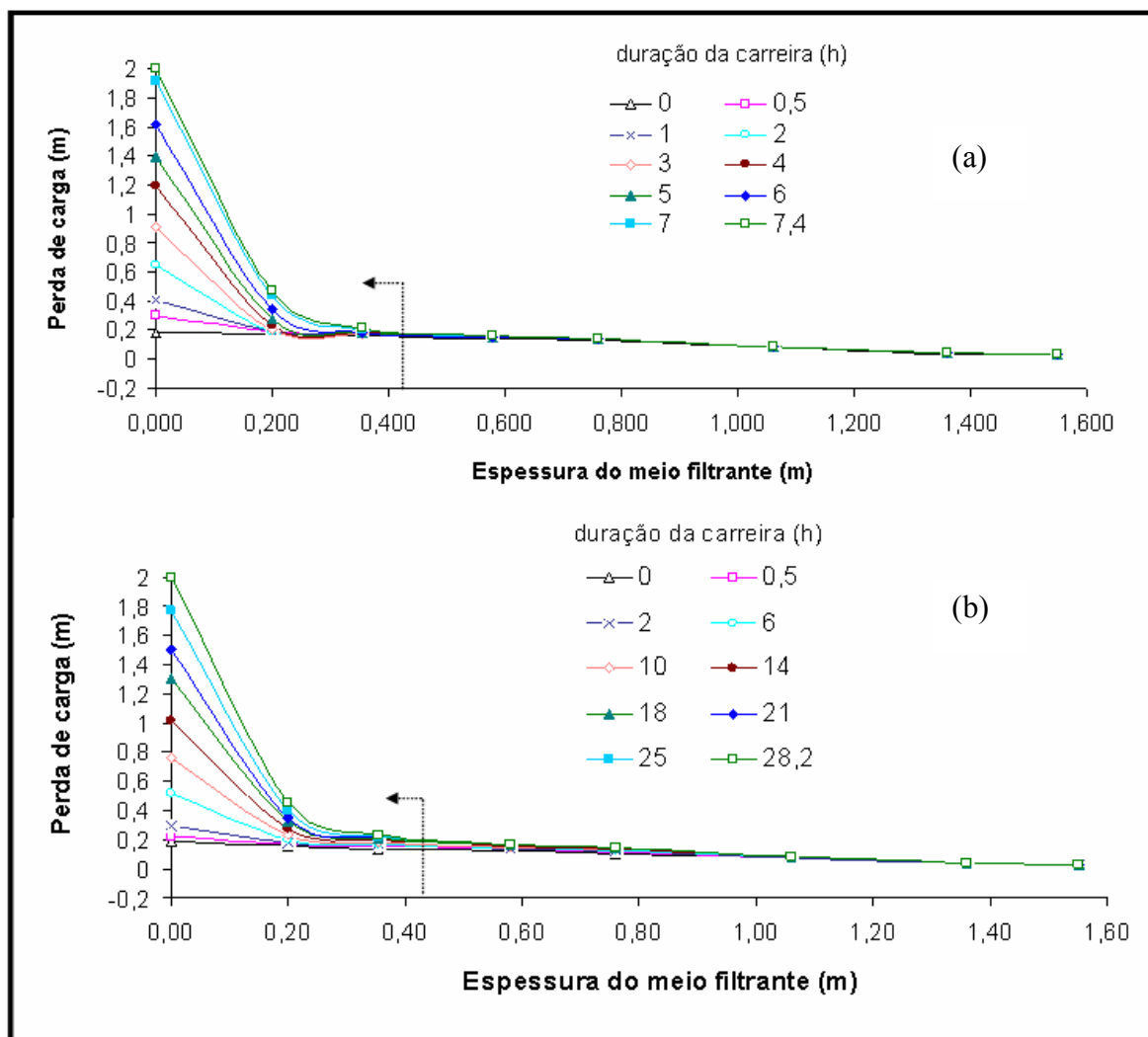


Figura 59: Comparação da variação da perda de carga no meio filtrante nos ensaios realizados (a) sem pré-filtração em margem e (b) com pré-filtração em margem – Série 1

### 5.3.2.1.1 Avaliação das águas nas diferentes etapas da sequência de tratamento – Série 1

Nessa seção, são apresentados os resultados das análises das águas produzidas através da filtração direta de fluxo descendente em composição, ou não, com a filtração em margem empregada como pré-tratamento e da filtração em margem empregada com tratamento único.

### 5.3.2.1.2 Qualidade da água produzida – Série 1

De um modo geral, os valores encontrados nas análises da água produzida na sequência de tratamento, composta por filtração em margem (ensaios 1.9 e 2.0), pré-filtração

em margem, seguida de filtração direta descendente (ensaios 1.2, 1.4, 1.6 e 1.8) são menores do que os da água produzida somente por filtração direta descendente (ensaios 1.1, 1.3, 1.5 e 1.7), proporcionando água de melhor qualidade e maior eficiência de remoção nos parâmetros analisados.

A Tabela 28 mostra os valores médios dos resultados das análises para água I, água II, água III e a produzida nas sequências de tratamento dos ensaios 1.1, 1.2, 1.3, 1.4, 1.5, 1.6, 1.7, 1.8, 1.9 e 2.0.

Tabela 28 - Parâmetros de desempenho analisados nas amostras de água das diferentes etapas das sequências de tratamento dos ensaios da série 1

Ensaios	Parâmetros	Água I (Lagoa)	Água filtrada FDD	
Ensaios 1.1, 1.3, 1.5 e 1.7	Turbidez	uT	0,64	
	Cor aparente	uH	7	
	Cor verdadeira	uH	-	
	pH		5,27	
	STD	mg/L	-	
	Condutividade	µS/cm	-	
	Alcalinidade	mg/L	-	
	COT	mg/L	2,2	
	Absorbância		0,062	
	Fitoplâncton total	células/mL	856596 a 717004	145715a 82866
	Cianobactérias	células/mL	838522 a 707016	145281a82218
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	células/mL	775511 a 685137	80202 a 60661	
	Parâmetros	Água III (mistura)	Água filtrada FDD	
Ensaios 1.2, 1.4, 1.6 e 1.8	Turbidez	uT	0,49	
	Cor aparente	uH	3	
	Cor verdadeira	uH	-	
	pH		6,62	
	Temperatura	C	21,4	
	STD	mg/L	-	
	Condutividade	µS/cm	-	
	Alcalinidade	mg/L	-	
	COT	mg/L	1,6	
	Absorbância		0,056	
	Fitoplâncton total	células/mL	350011 a 260064	78406 a 39237
Cianobactérias	células/mL	349038 a 257966	78334 a 39078	
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	células/mL	334229 a 215948	78334 a 37531	
	Parâmetros	Água II – Filtrada em margem		
Ensaios 1.9 e 2.0	Turbidez	uT	0,39	
	Cor aparente	uH	3	
	Cor verdadeira	uH	2	
	pH		8,07	
	Temperatura	C	23,2	
	STD	mg/L	117	
	Condutividade	µS/cm	234	
	Alcalinidade	mg/L	94	
	COT	mg/L	1,4	
	Absorbância		0,040	
	Fitoplâncton total	células/mL	A	

A= Ausente; MR= mistura rápida; FDD= filtração direta descendente e FM= filtrada em margem.

Com relação ao aumento verificado na alcalinidade, condutividade e nos sólidos totais dissolvidos (estimado através dos valores de condutividade) nas amostras das águas produzidas, após a filtração em margem (Água II) e pré-filtração em margem, seguida de filtração direta descendente (Água III), deve-se provavelmente à erosão e à lixiviação do solo pelas águas da lagoa quando esta percola no subsolo. Resultado similar foi reportado por Dash, *et al* (2008) em seus estudos na Índia. Mesmo com esse aumento, os valores encontrados estão dentro dos padrões de potabilidade.

A Tabela 28 mostra que as águas submetidas à filtração em margem, como pré-tratamento, ocasionou não só a redução do coagulante, como a redução da cor aparente, da turbidez, COT, absorvância em 254 nm e números de células fitoplanctônicas. O mesmo comportamento foi encontrado para as água submetidas somente à filtração em margem, redução de 92% da turbidez, 96% da cor aparente e 81% do COT.

Em relação à avaliação do fitoplâncton, indicou predominância de cianobactérias, aproximadamente 99% do total de células/ml, nas amostras da água I e nas da água III. Verifica-se que, as águas tratadas por filtração direta descendente, com valores de turbidez inferiores a 1,0 uT, apresentaram elevadas densidades de cianobactérias de 39.078 a 145.281 células/mL, ocorrendo um transpasse das células pelo filtro. Em situação de abastecimento público, essa densidade de células na água tratada poderia proporcionar problemas, já que a espécie dominante é considerada potencialmente tóxica.

Porém, a filtração em margem como tratamento único mostrou sua elevada eficiência, produzindo água isenta de fitoplâncton, com tempo de detenção de 14 dias a uma velocidade de infiltração de 1,4 m/d.

Os resultados demonstraram a importância do acondicionamento da água para a aplicabilidade da tecnologia da filtração direta descendente em mananciais com elevada densidade de cianobactérias.

#### 5.3.2.1.3 Remoção de células – Série 1

A Figura 60 apresenta a relação dos componentes do fitoplâncton e os valores da densidade do fitoplâncton total, das cianobactérias, em especial, da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* e de outros grupos, identificados nas amostras de água das diferentes etapas das sequências de tratamento dos ensaios 1.3, 1.4, 1.7 e 1.8.



No fitoplâncton presente nas amostras de água durante a realização dos ensaios, o grupo das cianobactérias foi o predominante, apresentando 98% na água I e, acima de 99%, na água III. Dentro do grupo das cianobactérias, foram identificadas as seguintes espécies: *Cylindropermopsis raciborskii*, *Limnothrix planctônica* e *Planktolyngby sp*, que compartilham o meio aquático com outros grupos. Dentre as espécies de cianobactéria encontradas, a *Cylindropermopsis raciborskii* foi a dominante, representando mais de 98% do número total de células de cianobactérias presentes nas amostras de água. As cianobactérias identificadas nas águas são todas filamentosas. Citado em Melo Filho(2006), o tamanho, a forma e a mobilidade das cianobactérias podem comprometer o tratamento da água, obstruindo rapidamente o leito filtrante (espécies filamentosas), ou mesmo, passando pelos filtros.

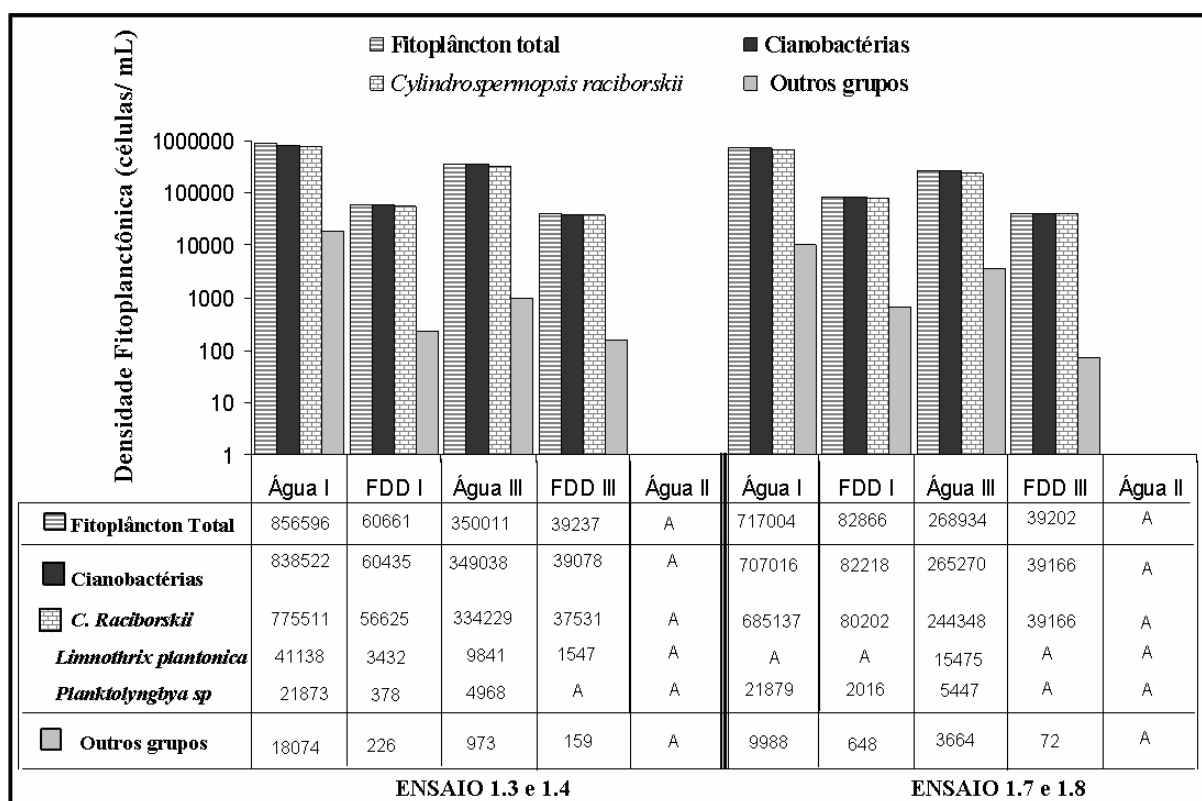


Figura 60: Densidade fitoplanctônica nas diferentes etapas das seqüências de tratamento investigadas - Série 1. A= ausente

De acordo com os dados da Figura 60, nas situações em que foram utilizadas água I (Lagoa), seguida de filtração direta descendente (FDD I), a redução dos números de células ocorrida na água tratada foi de 92%, no ensaio 1.3, e de 88%, no ensaio 1.7. Mesmo com elevada eficiência de remoção, o número de células encontradas nas águas tratadas somente pela filtração direta descendente apresentou um elevado número de células, em torno de 60.661 células/mL para o ensaio 1.3, e 82.866 células/mL para o ensaio 1.7. Esse elevado número de células pode explicar a curta duração das carreiras de filtração verificada nos

ensaios 1.3 e 1.7, que foram aproximadamente de 8 horas. Segundo Di Bernardo (2003), respeitando as condições de aplicabilidade da tecnologia, a duração de carreira na filtração direta descendente não deveria resultar inferior a 12 horas.

Os resultados obtidos nas águas produzidas na sequência de tratamento composta por pré-filtração em margem, seguida de filtração direta descendente, foram menores em torno de 39.200 células/mL para os dois ensaios (1.4 e 1.8), apresentando remoção de 89% e 85%, respectivamente.

Porém, vale ressaltar que apesar do valor de remoção, encontrado na água tratada (FDD III), ser menor do que o apresentado na sequência de tratamento na qual foi utilizado, somente na filtração direta, ocorreu uma remoção entre 59 a 62 % das células nas águas pré-filtradas em margem antes das mesmas serem submetidas à filtração direta descendente, reduzindo o número de células e contribuindo para o aumento da duração das carreiras de filtração, na qual atingiram mais de 28 horas de duração, além da melhora na qualidade da água produzida.

Apesar da elevada densidade de células encontradas nas águas tratadas (FDD III), a pré-filtração em margem contribui para a remoção das células. Eficiência da ordem de 50% foram atingidas nas águas tratadas (FDD III) quando comparadas com as águas tratadas somente pela filtração direta descendente (FDD I).

Conforme relatado anteriormente, no caso das águas produzidas somente pela filtração em margem, a eficiência de remoção foi bastante promissora, atingindo 100%.

Diante dos resultados obtidos na remoção dos números de células, o desempenho das sequências de tratamento investigadas mostrou que a filtração em margem foi bastante eficiente na remoção desses micro-organismos. A tecnologia da filtração em margem utilizada como tratamento de água para abastecimento público promete ser uma estratégia eficiente para assegurar a qualidade da água tratada, livre das células de cianobactérias, reduzindo o risco à saúde da população.

Na Finlândia, os dados mostram que as células de cianobactérias e suas toxinas não são encontradas em água filtrada e margem, mesmo durante uma floração de cianobactérias. (HULT *et al.*, 1997; LAHTI *et al.*, 1998).

Estudos realizados por Vaitomaa (1998) relatam uma remoção de 98 a 99% da biomassa de cianobactérias pela filtração em margem.

### 5.3.2.1.4 Remoção de saxitoxinas – PSP – Série 1

Conforme já relatado, as saxitoxinas quando presentes na água tratada, em concentrações elevadas, bloqueiam a corrente de excitação das células nervosas e musculares, resultando em paralisia e, em casos extremos, a morte por asfixia. (OSHIMA, 1995).

Dessa forma, nos ensaios 1.3, 1.4, 1.7, 1.8, 1.9 e 2.0 da série 1, foram realizadas a detecção e a quantificação de saxitoxina (STX), neo-saxitoxina (neoSTX) e as GTXs (1, 2, 3, 4 e 5) e as dcGTXs (2 e 3).

Deve-se ressaltar que não foram encontradas saxitoxinas dissolvidas nas amostras de água nas diferentes etapas do tratamento investigado. Esse resultado deve-se provavelmente aos baixos níveis de concentração total de saxitoxinas - fração intra mais a fração extracelular (dissolvida) – presentes nas águas do manancial Lagoa do Peri (Água I).

Portanto, as análises foram relativas à concentração da fração intracelular, isto é, a toxina contida no interior das células das cianobactérias em especial da *Cylindropermopsis raciborskii*. Diante dessa situação, as amostras de água foram submetidas aos processos de extração e purificação, conforme descrito nos itens 2.5.3.1 e 2.5.3.2, antes de serem analisadas por CLAE.

A Tabela 29 apresenta os valores das concentrações das variantes de saxitoxinas intracelular, encontradas nas amostras de água coletadas nas diferentes etapas das sequências do tratamento investigado dos ensaios 1.3, 1.4, 1.7, 1.8, 1.9 e 2.0.

Tabela 29 - Concentração das variantes de saxitoxinas intracelular analisadas nas amostras de água das diferentes etapas do tratamento dos ensaios da Série 1

Toxinas (µg/L)	Ensaio - 1.3, 1.4 e 1.9					Ensaio - 1.7, 1.8 e 2.0				
	Água I	Água II	Água III	FDD I	FDD III	Água I	Água II	Água III	FDDI	FDD III
Saxitoxina	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Neosaxitoxina	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
GTX4	1,36	ND	0,15	ND	ND	1,87	ND	0,17	0,05	ND
GTX3	ND	ND	0,01	ND	ND	ND	ND	0,03	0,02	ND
GTX2	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
GTX1	0,08	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
GTX5	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
dcGTX2	0,03	ND	0,004	ND	ND	0,02	ND	0,01	ND	ND
dcGTX3	0,02	ND	ND	ND	ND	0,02	ND	ND	ND	ND
EqSTX	<b>1,10</b>		<b>0,12</b>			<b>1,39</b>		<b>0,15</b>	<b>0,05</b>	

ND = não detectado pelo método analítico utilizado (OSHIMA, 1995).

Os resultados apresentados mostram que não foram detectadas saxitoxina e neosaxitoxina nas amostras dos ensaios realizados. Entretanto, nos ensaios 1.3 e 1.4, foram encontradas, na água I, as variantes GTX4, GTX1, dcGTX2 e dcGTX3, perfazendo um total

de 1,10 µg/L de equivalentes de saxitoxina intracelular. Enquanto que, na amostra de água II, não foram detectadas toxinas, apresentando remoção de 100 %, na água III, foram encontradas as variantes GTX4, GTX3 e dcGTX2, apresentando 0,12 µg/L de equivalente de saxitoxina intracelular. Nas águas, após a filtração direta descendente, não foram detectadas saxitoxinas, havendo uma remoção de 100%.

Nos ensaios 1.7 e 1.8, foram detectadas, na água I, as GTX4, dcGTX2 e dcGTX3, com valor de 1,39 µg/L de equivalentes de saxitoxina intracelular. Na água II, novamente não foi constatada presença de toxinas. A água III, no ensaio 2.0, apresentou o mesmo comportamento do ensaio anterior, ou seja, foram encontradas as variantes GTX4, GTX3 e dcGTX2, com valor de 0,15 µg/L de EqSTX. Porém, na FDD I, foram encontradas toxinas nas águas produzidas, sendo: a GTX4, e GTX3, com valor de 0,05 µg/L de EqSTX

Como pode ser visto na Tabela 29, a GTX4 presente na água I permaneceu praticamente em todas as águas das etapas do tratamento, inclusive na FDD I. Esse resultado pode indicar maior resistência da GTX4 ao tratamento. Isso comprova o que diz a literatura sobre a não eficiência dos sistemas de ciclo completo na remoção de concentrações em microquantidades de substâncias tóxicas.

Convém salientar que, em todas as amostras de água nas diferentes etapas da sequência do tratamento investigado, a concentração de saxitoxinas esteve abaixo do valor preconizado pela Portaria MS 518/2004, que é de 3,0 µg/L Eq.STX/L.

Apesar de inferior ao valor limite, a concentração de Equivalente de saxitoxina na água tratada do ensaio 1.8 deve ser considerada, pois é desconhecido o efeito do consumo frequente de doses baixas de saxitoxinas sobre a saúde dos seres humanos.

#### 5.3.2.2 Qualidade da água filtrada e duração da carreira de filtração dos ensaios da Série 2

Igualmente aos ensaios da série 1, os ensaios realizados na série 2 permitiram avaliar o efeito da pré-filtração em margem, em relação à duração das carreiras de filtração e à qualidade da água filtrada em termos de turbidez e cor aparente.

As planilhas de acompanhamento das carreiras de filtração são mostradas no apêndice C.3.2, identificadas de C.3.2.1 a C 3.2.6. A Tabela 30 apresenta o resumo dos resultados das carreiras de filtração da série 2.

Tabela 30 - Resultado das carreiras de filtração com e sem pré-filtração em margem - Série 2

Ensaio	Água bruta			Coagulação		Água filtrada (com Pré-FM)		Água filtrada (sem Pré-FM)		Duração da carreira (h)
	pH	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)	pH	SA Dose (mg/L)	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)	
2.1	6,9	3,50	52	5,61	16,0	----	----	0,47	4	10
Água I	6,8-7,0	2,86-4,56	45-59	5,3-5,8				0,40-0,62	< 1- 9	
2.2	7,6	0,93	18	5,56	10,0	0,31	3	----	----	35
Água III	7,1-7,7	0,75 - 1,15	14-26	4,4-6,0		0,23-0,59	1 - 5			
2.3	6,8	3,14	51	5,68	16,0	----	----	0,60	5	10,26
Água I	6,7-6,9	2,89-3,47	48-55	5,5-5,9				0,45-1,12	2-14	
2.4	7,6	0,95	17	5,62	10,0	0,35	3	----	----	35,75
Água III	7,5-7,7	0,75-1,23	12-25	5,3-5,8		0,29-0,51	< 1 - 7			
2.5	6,9	4,30	60	5,66	16,0	----	----	0,69	5	11
Água I	6,9-7,1	3,71- 4,99	57-71	5,5-5,8				0,59-0,87	2-11	
2.6	7,6	1,12	18	5,55	10,0	0,43	3	----	----	32,5
Água III	7,4-7,7	0,86-1,42	13-22	5,4-6,2		0,23-1,08	< 1 - 5			

Obs: Os parâmetros de qualidade de água são representados por valores médios e a faixa de variação (ex: 6,8 – 7,0).

As dosagens de sulfato de alumínio empregadas nas carreiras realizadas com a pré-filtração em margem para os ensaios da série 2 foram as mesma que as utilizadas nos ensaios da série 1 cerca de 10mg/L. Isso representou uma redução de 37% no consumo de coagulante quando comparado aos 16 mg/L, utilizados nos ensaios das carreiras realizadas sem o pré-tratamento. Houve uma redução na concentração de sulfato de alumínio (16mg/L) utilizado nas carreiras sem o pré-tratamento para os ensaios da série 2 quando comparado com os ensaios da série 1 (18mg/L). A razão da diminuição da dosagem do coagulante se deve ao fato da redução da turbidez e da cor aparente nas águas I dos ensaios 2.1, 2.3 e 2.5.

As carreiras realizadas com a pré-filtração em margem produziram águas com valores médio de turbidez em torno de 0,36 uT e cor aparente de 3 uH, enquanto que as carreiras sem o pré-tratamento produziram águas, em média, de 0,59 uT e 5 uH.

A partir da duração das carreiras de filtração, comparadas duas a duas, ensaios 2.1/2.2, 2.3/2.4, 2.5/2.6 e 2.7/2.8, verifica-se que a pré-filtração em margem ocasiona aumentos expressivos de 71% nas carreiras de filtração, o que, em média, representa mais de 32 horas. A Figura 61 representa o desempenho das carreiras dos ensaios 2.1 e 2.2, realizadas sem e com pré-filtração em margem, respectivamente. Percebe-se, por meio do gráfico, que a qualidade da água filtrada no ensaio com a pré-filtração em margem foi superior em termos de cor aparente e turbidez, no qual a cor aparente ficou abaixo de 5 uH em mais de 50% das amostras de água filtrada coletadas durante a realização da carreira de filtração. Avaliando-se as curvas de perda de carga para os ensaios 2.1 e 2.2, observa-se que a taxa de crescimento da perda de carga devido à retenção de impurezas foi sempre maior na carreira realizada sem

pré-filtração em margem (taxa média de 17,8 cm/h) do que na carreira com pré-filtração em margem (taxa média de 5,3 cm/h).

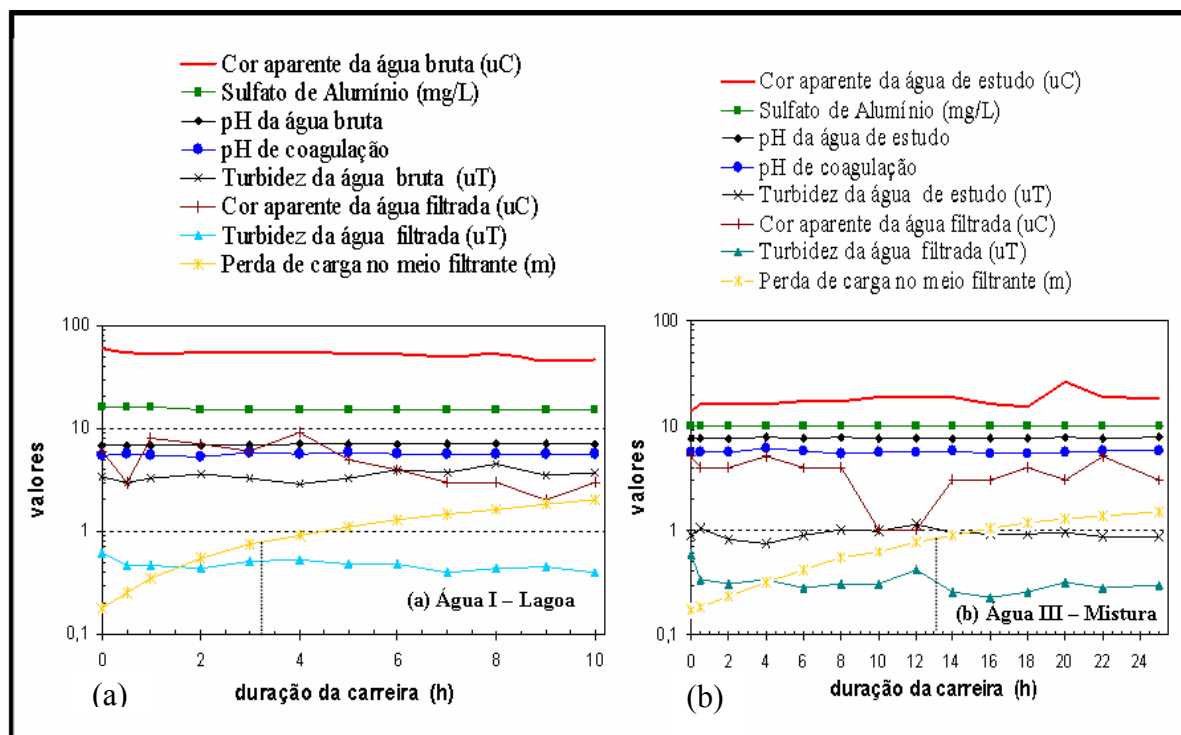


Figura 61: Comportamento típico da perda de carga e da qualidade da água filtrada nos ensaios realizados (a) sem pré-filtração em margem e (b) com pré-filtração em margem-Série 2.

A Figura 62 ilustra a participação do meio filtrante na retenção de impurezas para os ensaios 2.1 (sem pré-filtração em margem) e 2.2 (com a pré-filtração em margem).

A pré-filtração em margem foi também responsável por uma maior participação do leito filtrante, envolveu quase toda a camada filtrante, proporcionando menores taxas de crescimento da perda de carga no filtro e carreiras de filtração mais longas. Também, atuou como auxiliar de coagulação, produzindo água de melhor qualidade.

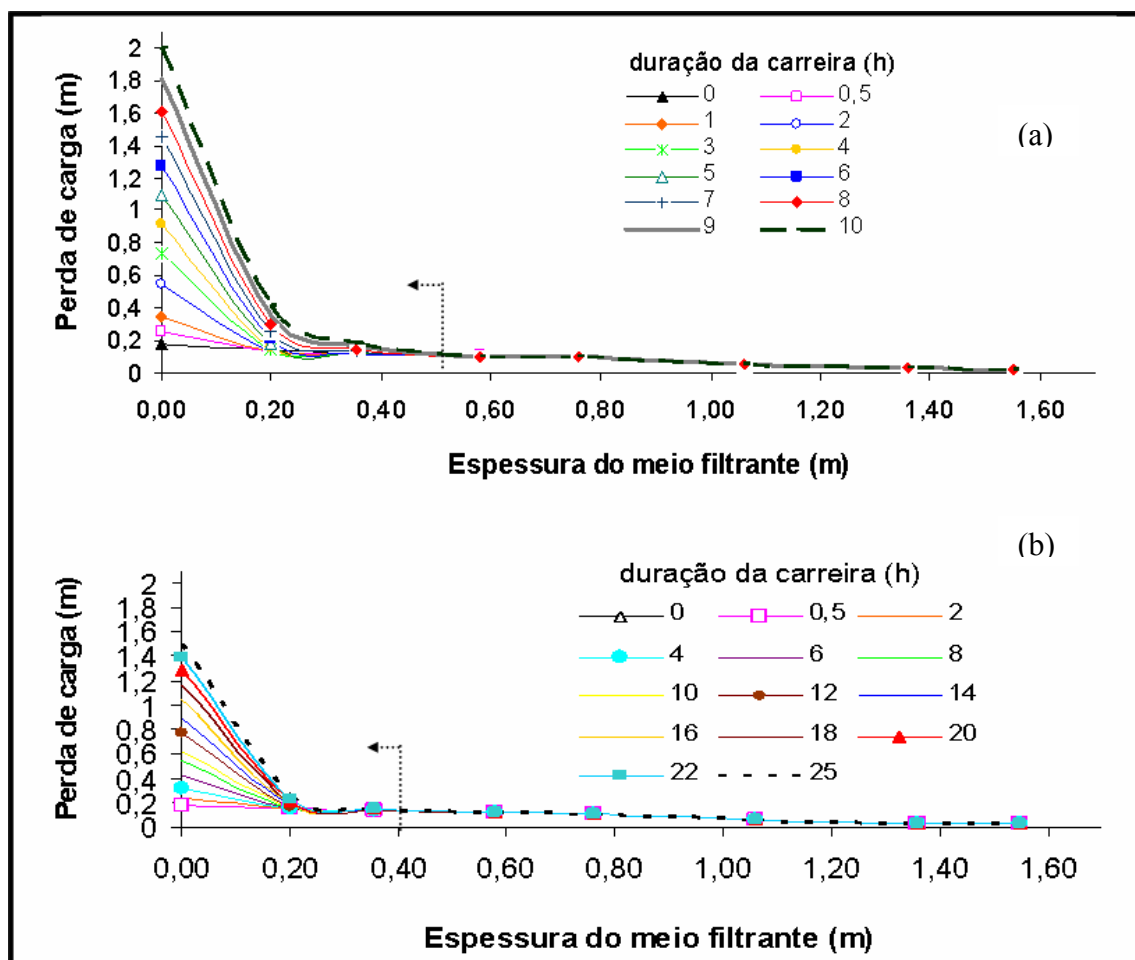


Figura 62: Comparação da variação da perda de carga no meio filtrante nos ensaios realizados (a) sem pré-filtração em margem e (b) com pré-filtração em margem – Série 2.

#### 5.3.2.2.1 Avaliação das águas nas diferentes etapas da sequência de tratamento - Série 2

Os resultados das análises das águas produzidas através da filtração direta de fluxo descendente – seguida da desinfecção com cloro em composição, ou não, com a filtração em margem empregada como pré-tratamento e da filtração em margem como tratamento único, seguido da desinfecção com cloro – estão descritos nos itens a seguir.

#### 5.3.2.2.2 Qualidade da água produzida – Série 2

Os valores para a maioria dos parâmetros analisados na água produzida na sequência de tratamento composta por pré-filtração em margem, seguida de filtração direta descendente e desinfecção com cloro (ensaios 2.2, 2.4 e 2.6) são menores do que os da água

produzida, somente, por filtração direta descendente, seguida da desinfecção com cloro (ensaios 2.1, 2.3 e 2.5).

A Tabela 31 apresenta os valores médios dos resultados das análises para água I, água II, água III e a produzida nas sequências de tratamento dos ensaios 2.1, 2.2, 2.3, 2.4, 2.5, 2.6, 2.7 e 2.8.

O aumento verificado na Tabela 31, na alcalinidade, na condutividade e nos sólidos totais dissolvidos nas amostras das águas produzidas, após filtração em margem (Água II), seguida da desinfecção e pré-filtração em margem, seguida de filtração direta descendente e desinfecção (Água III), deve-se, provavelmente, ao fato da erosão e lixiviação do solo pelas águas da lagoa ao percorrer o subsolo. Esse comportamento foi similar ao observado nos ensaios da série 1.

O aumento encontrado na condutividade e nos sólidos totais dissolvidos nas águas tratadas (FDD) pode ser devido ao efeito da cloração no aumento da solubilidade do coagulante ou do aumento de partículas, ocasionado pelo processo da oxidação.

As águas submetidas à filtração em margem, como pré-tratamento, apresentam redução da cor aparente, da turbidez, COT, absorvância em 254 nm e números de células fitoplanctônicas, o que pode explicar a longa duração das carreiras de filtração dos ensaios 2.2, 2.4 e 2.6, que foi em média de 34 horas.

Em relação à avaliação do fitoplâncton, a predominância foi de cianobactérias, aproximadamente 99% do total de células/ml, nas amostras da água I e nas da água III. Sendo a densidade fitoplanctônica encontrada nas águas I e III dessa série menor do que as encontradas nos ensaios da série 1, verificou-se que nas águas tratadas (FDD) a quantidade de fitoplâncton encontrada nas amostras foram menor do que a encontrada nos ensaios da série 1. Desses dados, entende-se que, ao fazer a desinfecção final, tem-se que ter cuidado ao clorar uma água com elevada densidade de cianobactérias, pois pode acarretar problemas, já que esses organismos liberaram toxinas. Além disso, eles são percussores da formação de compostos organoclorados, ambos nocivos à saúde do ser humano. Deve-se ressaltar que o limitado número de ensaio pode dificultar a interpretação dos resultados, razão pela qual se recomenda a realização de estudos adicionais a esse respeito.



Tabela 31 - Parâmetros de desempenho analisados nas amostras de água das diferentes etapas das sequências de tratamento com cloro dos ensaios da série 2

Ensaio	Parâmetros	Água I (Lagoa)	Água filtrada FDD	
Ensaio 2.1, 2.3 e 2.5	Turbidez	uT	3,88	0,76
	Cor aparente	uH	64	14
	Cor verdadeira	uH	8	3
	pH		6,97	5,79
	STD	mg/L	39	41
	Condutividade	µS/cm	78	82
	Alcalinidade	mg/L	11,3	-
	COT	mg/L	6,7	2,3
	Absorbância		0,143	0,072
	Fitoplâncton total	células/mL	780310 a 727067	89071 a 56116
	Cianobactérias	células/mL	764602 a 707570	87342 a 55635
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	células/mL	757972 a 705747	87342 a 55635
	Sistema: Água I (Lagoa) ↓ MR ↓ FDD ↓ desinfecção			
Parâmetros	Água III (mistura)	Água filtrada FDD		
Ensaio 2.2, 2.4 e 2.6	Turbidez	uT	1,19	0,43
	Cor aparente	uH	22	6
	Cor verdadeira	uH	9	-
	pH		7,56	6,04
	Temperatura	C	24	24,2
	STD	mg/L	84	121
	Condutividade	µS/cm	168	242
	Alcalinidade	mg/L	60,4	-
	COT	mg/L	3,6	2,2
	Absorbância		0,084	0,073
	Fitoplâncton total	células/mL	146113 a 105772	12638 a 9795
	Cianobactérias	células/mL	145256 a 103124	12049 a 9587
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	células/mL	132527 a 103124	12049 a 9587
Sistema: Água III (15% Lagoa + 85% FM) ↓ MR ↓ FDD ↓ desinfecção				
Parâmetros	Água II - Filtrada em Margem			
Ensaio 2.7 e 2.8	Turbidez	uT	0,41	
	Cor aparente	uH	14	
	Cor verdadeira	uH	8	
	pH		7,88	
	Temperatura	C	20,4	
	STD	mg/L	108	
	Condutividade	µS/cm	216	
	Alcalinidade	mg/L	79,6	
	COT	mg/L	1,8	
	Absorbância		0,050	
Fitoplâncton total	células/mL	A		
Sistema: água I (Lagoa) ↓ FM ↓ (água infiltrada em margem com tempo de percurso de 14 dias) ↓ Água II ↓ desinfecção				

A= ausente; MR= mistura rápida; FDD= filtração direta descendente e FM = filtrada em margem

A filtração em margem como tratamento único com tempo de percurso de 14 dias a uma velocidade de infiltração de 1,4m/d, nesse caso seguido da desinfecção, mostrou novamente ser eficiente independente do processo de desinfecção, produzindo água livre de células fitoplantônicas e de boa qualidade para ser distribuída à população.

Os resultados dos ensaios da série 2 comprovam a necessidade do emprego de processos adicionais, quando se aplica a tecnologia da filtração direta descendente, principalmente, em mananciais com frequência de florações de cianobactérias.

#### 5.3.2.2.3 Remoção de células- Série 2

Na comunidade fitoplanctônica, as espécies se mostram umas mais resistentes do que as outras. A Figura 63 apresenta a relação dos componentes do fitoplâncton e os valores da densidade do fitoplâncton total, das cianobactérias, em especial, da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* e de outros grupos, identificados nas amostras de água das diferentes etapas das sequências de tratamento dos ensaios 2.3, 2.4, 2.1, 2.2, 2.7 e 2.8.

Dos componentes do fitoplâncton presentes nas amostras de água, durante a realização dos ensaios, as cianobactérias foram as que dominaram, representando mais de 99% do número total de células nas amostras de água de todos os ensaios. As cianobactérias identificadas nas amostras de águas I e III foram as espécies *Cylindrospermopsis raciborskii*, e a *Planktolyngbya sp.*

Os números de células encontradas nas águas tratadas foram elevados, em torno de 71.683 células/mL nas amostras do ensaio 2.1, de 89.071 células/mL nas amostras do ensaio 2.3, apesar da eficiência de remoção ser de 90% e 80%, respectivamente. Deve-se destacar que a ocorrência de florações de cianobactérias pode inviabilizar o emprego da filtração direta descendente quando a concentração desses microrganismos superar cerca de 20.000 células/mL (DI BERNADO *et al* (2003).

Os resultados dos números de células obtidos nas águas produzidas na sequência de tratamento composta por pré-filtração em margem, seguida de filtração direta descendente e desinfecção foram bem menores, em torno de 12.638 células/mL, no ensaio 2.4, com remoção de 91%, cerca de 9.795 células/mL e, no ensaio 2.2, removendo 93% das células.

Novamente, os ensaios, nos quais as águas foram produzidas através da filtração em margem independente da desinfecção, foram capazes de remover 100% das células.

Deve-se ressaltar que a tecnologia da filtração em margem utilizada como tratamento de água para abastecimento público mostrou ser eficiente, reduzindo o risco à saúde pública.

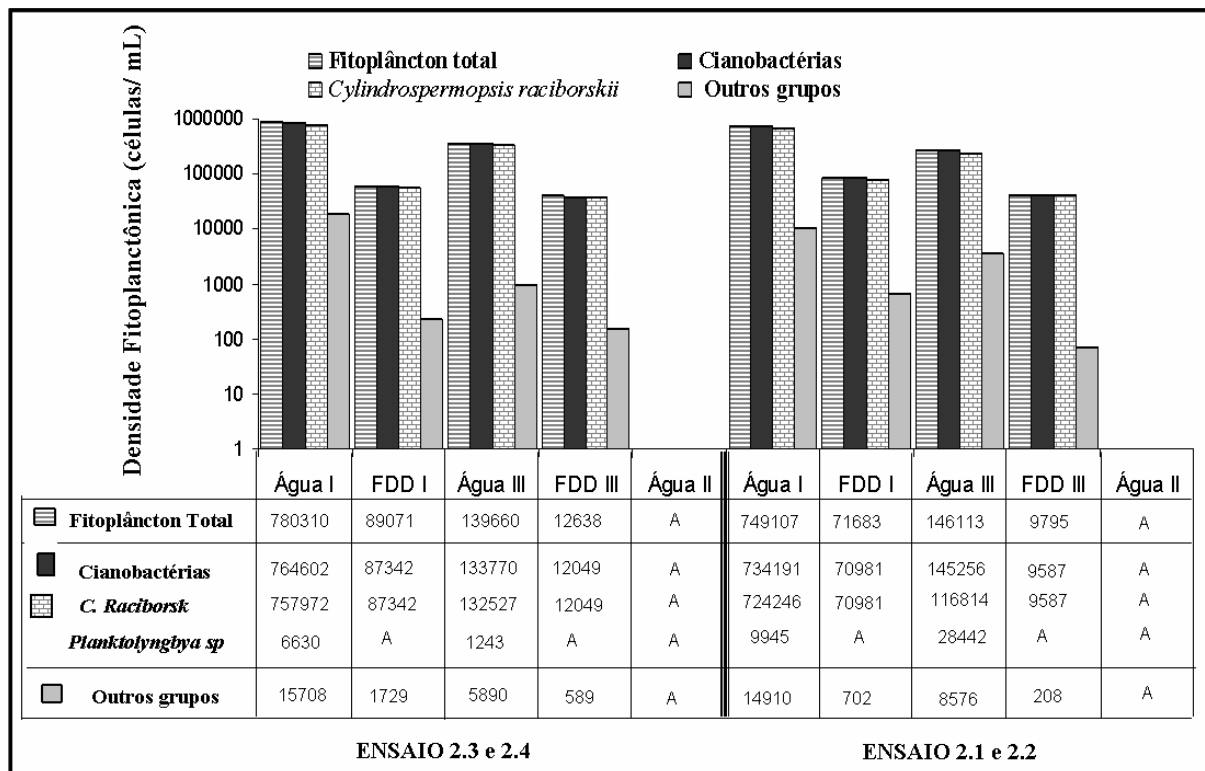


Figura 63: Densidade fitoplanctônica nas diferentes etapas das seqüências de tratamento investigadas - Série 2. A= ausente

#### 5.3.2.2.4 Remoção de saxitoxinas – PSP- Série 2

As análises cromatográficas realizadas, nos ensaios 2.1, 2.2, 2.3, 2.4, 2.7 e 2.8, foram a detecção e a quantificação de saxitoxina (STX), neo-saxitoxina (neoSTX), dc-saxitoxinas(dcSTX) e as GTXs (1, 2, 3, 4 e 5) e as dcGTXs (2 e 3).

Os cromatogramas e os cálculos da concentração das saxitoxinas dos ensaios da série 2 encontram-se no apêndice C.4.

Deve-se ressaltar que, nessa série, foram avaliadas as toxinas dissolvidas, abrangendo as duas frações (intra e extracelular) e, para detecção da toxina dissolvida, foi necessária a concentração e purificação das amostras.

A Tabela 32 apresenta os valores das concentrações das variantes de saxitoxinas dissolvidas, encontradas nas amostras de água coletadas nas diferentes etapas das seqüências do tratamento investigado dos ensaios 2.1, 2.2, 2.3, 2.4, 2.7 e 2.8.

Tabela 32 - Concentração das variantes de saxitoxinas analisadas nas amostras de água das diferentes etapas do tratamento dos ensaios da Série 2.

Toxinas ( $\mu\text{g/L}$ )	Ensaio - 2.3, 2.4 e 2.8					Ensaio - 2.1, 2.2 e 2.7				
	Água I	Água II	Água III	FDD I	FDD III	Água I	Água II	Água III	FDDI	FDD III
Saxitoxina	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Neosaxitoxina	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
dcSaxitoxina	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
GTX4	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
GTX3	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
GTX2	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
GTX1	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
GTX5	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
dcGTX2	4,32	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
dcGTX3	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
EqSTX	<b>0,66</b>									

ND = não detectado pelo método analítico utilizado (OSHIMA, 1995).

Os resultados apresentados mostram que das variantes de saxitoxina avaliadas, somente a decarbamoilgoniautoxina (dcGTX2) foi detectada na amostra da água I, referente ao ensaio 2.3. O valor de concentração encontrado foi de 4,32  $\mu\text{g/L}$ , perfazendo um total de 0,66  $\mu\text{g/L}$  de equivalentes de saxitoxina. Na amostra de água tratada (FDD I), não foi detectada toxina e sua remoção foi completa.

Mesmo que as concentrações de saxitoxinas nas águas I e III estejam abaixo do limite de detecção do método, deve-se levar em consideração o processo de desinfecção final que, provavelmente, contribuiu na oxidação da dcGTX2.

Convém salientar que, para uma análise de eficiência de remoção das composições de tratamento, os resultados mostraram inviabilidade para tal.

## 6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Com relação aos resultados obtidos no desenvolvimento desta pesquisa, pode-se concluir que:

- A avaliação do fitoplâncton, na água I, indicou uma elevada densidade fitoplantônica de  $10^6$  céls./mL, enquanto que, na água filtrada em margem (Água II), ocorreu uma remoção de 100% do fitoplâncton total. Na água III, foram encontrados valores menores, em torno de  $10^5$  céls/mL. Os valores obtidos demonstraram que a água filtrada em margem (Água II) é uma água de excelente qualidade, necessitando somente da desinfecção final antes de ser distribuída à população.
- Em relação à concentração das saxitoxinas, convém salientar que foi encontrada somente toxina intracelular para todas as águas I e III, com exceção no mês de julho, em que foi também encontrada a extracelular na Água I e, na Água II, não foi detectada toxina. Convém lembrar que a concentração da toxina mostrou ser sazonal, prejudicando consideravelmente avaliação da eficácia das sequências de tratamento.
- As isotermas de adsorção de neosaxitoxina e saxitoxina no material sedimentar do manancial Lagoa do Peri ajustaram-se ao modelo linear e ao não linear de Freundlich, possibilitando determinar o coeficiente de distribuição ( $K_d$ ) e coeficiente de Freundlich ( $K_f$ ) e a constante  $n$ , com o tempo de contato de 24 horas. Os valores de  $K_f$  (11,12 e 31,46 L/Kg), encontrados para neosaxitoxina e de 2,44, 2,95 e 7,46 L/Kg para saxitoxina, mostraram que o sedimento do manancial tem maior capacidade de sítios de adsorção pela neosaxitoxina do que pela saxitoxina. E os valores de  $K_d$  ( 24,31, 39,29 e 98,14 L/Kg) da saxitoxina e os 12,25, 17,71 e 28,51 L/Kg da neosaxitoxina indicam uma maior afinidade da saxitoxina pelos componentes sólidos do sedimento. Provavelmente, isso ocorra porque é mais facilmente degradada. Com relação aos valores do coeficiente de retardo de 93, 135 e 216 para neosaxitoxina e de 168, 298 e 742 para saxitoxina, apresentam uma maior mobilidade da neosaxitoxina através do sedimento e,

consequentemente, necessita de uma maior distância para que ocorra a completa remoção.

- Os resultados obtidos com uso das colunas filtrantes mostraram que o adsorvente testado, o sedimento do manancial Lagoa do Peri, apresentou uma boa remoção das variantes, saxitoxina, dc saxitoxina, dc GTX2, GTX2, GTX1, GTX3, em menos de cinco dias de percolação, para as baixas concentrações estudadas. O mesmo não foi observado para a neosaxitoxina que, nas concentrações 85,08, 68,27 e 23,34  $\mu\text{g/L}$ , a remoção completa ocorreu entre cinco e 15 dias. Já, nas concentrações 9,06 e 6,04  $\mu\text{g/L}$ , a remoção ocorreu em menos de cinco dias. De um modo geral, a neosaxitoxina mostrou ser mais resistente ao tratamento ou mais móvel do que as demais toxinas analisadas. Essa tecnologia mostrou ser uma estratégia eficiente, assegurando a qualidade da água, especialmente, com relação à remoção das saxitoxinas.
- A adoção da pré-filtração em margem (85% FM + 15% lagoa) como pré-tratamento para FDD resultou num aumento de duração das carreiras de filtração em três a quatro vezes mais longas, e a redução da dosagem de sulfato de alumínio, em 38% e 50%. A filtração em margem, como pré-tratamento, ocasionou não só a redução do coagulante como a redução da cor aparente, da turbidez e da matéria orgânica (absorbância em 254 nm), produzindo água de acordo com os padrões de potabilidade.
- Em relação à avaliação qualitativa e quantitativa do fitoplâncton, os ensaios da série 1 mostraram uma eficiência média de remoção de 90% dos números de célula, na água I, e 87% na água III. Mesmo com essa eficiência de remoção, as águas filtradas através da filtração direta descendente, sem o pré-tratamento, apresentaram um número de células elevado, em média acima de 70.000 células/mL. Quando foi empregada a filtração em margem como pré-tratamento, houve redução das células, em média, 39.000 células/mL na água tratada, porém, ocorreu transpasse das células pelo filtro. Essa densidade de células nas águas tratadas poderia proporcionar sérios problemas, já que a espécie estudada é considerada potencialmente tóxica.

- Nos ensaios da série 2, a remoção média de células – nas águas produzida através da filtração direta descendente e desinfecção com cloro – foi em torno de 85%, apresentando uma média de 80.377 células/mL, enquanto que a remoção média de células nas carreiras realizadas com pré-tratamento e desinfecção com cloro foi de 92%. Apesar da aparente eficiência, a densidade de células na água filtrada ainda foi alta, apresentando uma média de 11.216 células/mL.
- Com relação à remoção de saxitoxinas nos ensaios da série 1, verifica-se nas águas I as variantes GTX4, GTX3, GTX1, dcGTX2 e dcGTX3, perfazendo um total de 1,10 e de 1,39 µg/L, de equivalentes de saxitoxina intracelular. Nas amostras de água II não foram detectadas toxinas. Nas águas III foram detectadas GTX4, GTX3 e dcGTX2, obtendo 0,12 e 0,15µg/L de equivalente de saxitoxina intracelular. Nas águas após tratamento completo, foram detectadas GTX4 e GTX3, com valor de 0,05 µg/L de EqSTX. Esse resultado pode indicar maior resistência da GTX4 e GTX3 ao tratamento. Isso comprova o que diz a literatura sobre a não eficiência dos sistemas de ciclo completo na remoção de substâncias tóxicas em micro quantidades. Nos ensaios da série 2 verifica-se somente a presença da dcGTX2 na água I, com valor de 0,66µg/L de EqSTX e nas demais águas não foram detectadas toxinas. Observa-se que, em todas as amostras de água I, água III e filtrada (FDD), a concentração de saxitoxinas esteve abaixo do valor preconizado pela Portaria MS 518/2004, que é de 3,0 µg/L Eq.STX/L. Apesar dos valores das água tratadas estarem abaixo do recomendado, eles não devem ser desconsiderados, pois o efeito do consumo, a longo prazo, de baixas concentrações de saxitoxinas sobre a saúde dos seres humano ainda não são bem esclarecidos.
- A filtração em margem como tratamento único com tempo de percurso de 14 dias a uma velocidade de infiltração de 1,4m/d mostrou ser eficiente, produzindo água isenta de células fitoplantônicas e de boa qualidade para ser distribuída à população. Além de produzir água de elevada qualidade, proporciona a redução do consumo de produtos químicos na desinfecção e na coagulação das águas, diminui os custos de operação nas estações de tratamento de água. Por outro lado, deve-se considerar que os resultados foram realizados apenas para um conjunto de condições, em termos de tipo e localização do poço de captação,

vazão e tempo de percurso da água infiltrada nas margens da Lagoa do Peri. A alteração desses parâmetros deve ser avaliada para permitir projeções mais seguras com relação à aplicação dessa tecnologia em escala real.

Convém salientar que o presente trabalho é pioneiro no estudo sistemático da remoção de saxitoxinas através do sedimento/solo, devendo ser considerado como um estudo preliminar e, por isso, há necessidade de investigações aprofundadas dos fatores que influenciam a eficiência da filtração em margem na remoção das saxitoxinas. Dessa forma, com base na pesquisa realizada, sugere-se:

- Avaliar a influência do pH, da troca iônica, do potencial redox e do oxigênio dissolvido, durante o processo de adsorção pelo sedimento/solo, na remoção das saxitoxinas.
- Avaliar o efeito da composição de diferentes solos sobre a adsorção das saxitoxinas, em especial, a meia vida da degradação.
- Avaliar o efeito da competição exercida pela matéria orgânica, naturalmente, presente em águas eutrofizadas.



## 7 BIBLIOGRAFIA

ACRES, J. & GRAY, J. (1978). Paralytic shellfish poisoning. **Canadian Medical Association Journal**, 119(10):1195-1197.

AKAEDA, H.; TAKATANI, T.; ANAMI, A. & NOGUCHI, T. (1998). Mass outbreak of paralytic shellfish poisoning due to ingestion of oysters at Tamano-ura, Goto Islands, Nagasaki, Japan. *Journal of the Food Hygienic Society of Japan*, 39(4): 272-274. Apud: Fitzgerald, D.J.; Cunliffe, D.A. & Burch, M.D. (1999). Development of health alerts for cyanobacteria arzd related toxins in drinking water in South of Azzstraha. **Environmental Toxicology**, 14:203-209.

ALFONSO, A.; LOUZAO, M\_C.; VIEYTES, M\_R. & BOTANA, L.M. (1994). Comparative study of the stability of saxitoxin and neo-saxitoxin mi acidic solutions and lyophilized samples. **Toxicon**, 32: 1593-1598.

AMIRTHARAJAH, A. (1988). Some theoretical and conceptual views of filtration. **Jounal AWWA**, vol. 80, n. 12, p. 36 – 46, Dec.

ANDRADE, J. J. O.; MOLIN, D. C. C. D. **Considerações quanto aos modelos empregados para a previsão da vida útil das estruturas de concreto armado: Despassivação por íon cloreto**. Engenharia Civil. Porto Alegre – RS, n.18, p.31-44, 2003. Disponível em: <[www.civil.uminho.pt/cec/revista/num22/pag%2035-47.pdf](http://www.civil.uminho.pt/cec/revista/num22/pag%2035-47.pdf)>. Acesso em: 22 março de 2006.

ANDRINOLO, D.; MICHEA, L.F. & LAGOS, N. (1999). Toxic effects, pharmacokinetics and clearance of saxitoxin, a component of paralytic shellfish poison (PSP), in cats. **Toxicon**, 37: 447-464.

AOAC Official Method 959\_08 (2000). Paralytic shellfish poison: biological method. First action, 1959. Final aetion, Sec. 49.10.01. Offieial Methods of Analysis of Association of Official Analytical Chemists International. 1t ed. **AOAC International, Gaithersburg, MD**.

AOAC Peer Verified Methods Program (1993). - Manual on polices and procedures. Association of Official Analytical Chemists International, **Arling4on, VA**.

APHA, WEF, AWWA. (1989). **Standard methods for examination of water and wastewater. 17th ed. Washington**.

AZEVEDO, S. M. F. O.; BRANDÃO, C. C. S. (2003). **Cianobactérias Tóxicas na Água para Consumo Humano na Saúde Pública e Processos de Remoção em Água para Consumo Humano**. Brasília: Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde, 56p.

BAKER, T.R.; DOUCETTE, G.J.; POWELL, C.L.; BOYER, G.L. & PLUMLEY, F.G. (2003). GTX 4 imposters: characterization of fluorescent compounds synthesized by Pseudomonem sluíZerI SF/PS and PseudomonasAlteromonas PTB-1, symbionts of saxitoxin-producing Alexaridrium spp. **Toxicon**, 41: 339-347.

BAUMGARTEN, M.G.Z.; NIENCHESKI, L.F.H. & KUROSHIMA, K.N. (1995). Qualidade das águas estuarinas que margeiam o município de Rio Grande (RS - Brasil): nutrientes e detergentes dissolvidos. **Atlântica**, 17:17-34.

BAUMGARTEN, M.G.Z.; NIENCHESKI, LER & VEECK, L. (2001). Nutrientes na coluna da água e na água intersticial de sedimentos de uma enseada rasa estuarina com aportes de origem antrópica (RS-Brasil). **Atlântica**, Rio Grande, 23: 161-186.

BELL, S.G. & CODD, G.A. (1994). Cyanobacterial toxins and human health. **Reviews in Medical Microbiology**, 5(4): 256-264.

BELLAMY, W. D.; HENDRICKS, D.W.; Logsdon, G.S. Slow sand filtration: Influences of selected process variables, **Journal of the American Water Works Association JAWWA**, v.77, n.12, p.62-66, 1985.

BENHART H, CLASEN J. Flocculation of microorganisms. **Journal water SRT – Aqua** 1991; v.40, n.2, p.76–86, 1991.

BERENGUER, J.A.; GONZÁLES, L.; JIMENEZ, I.; LEGARDA, T.M.; OLMEDO, J.B. & BURDASPAL, P.A. (1993). The effect of commercial processing on the paralytic shellfish poison (PSP) content of naturally-contaminated *Acanthocardia tuberculata*. **Food Additives and Contaminants**, 10: 217-230.

BERNARD, C.; HARVEY, M.; BRIAND, J.F.; BIRÉ, R.; KRYS, S. & FONTAINE, J.J. (2003). Toxicological comparison of diverse *Cylindrospermopsis raciborskii* strains: evidence of Tiver damage caused by a French C'. *raciborskii* strain. **Environmental Toxicology**, 18: 176-186.

BOERNICK, H; EPPINGER, P.; GRISCHEK, T.; WORCH, E. Simulation of biological degradation of aromatic amines in river bed sediments. **Wat. Res.**, v.35, n.3, p.619-624, 2001.

BORGUETTI, N. R. B.; BORGUETTI, J. R.; ROSA FILHO, E. F. **Águas subterrâneas: recurso precioso**. Disponível em: <<http://w.w.w.oaquiferoguarani.com.br>>. Acesso em: 20 de fevereiro de 2006.

BOROWITZKA, M.A. & BOROWITKA, LI (1988). **Micro-algal biotechnology**. Cambridge University Press, Cambridge, 477pp.

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

BOUVY, M.; MOUCA, R.; DE OLIVEIRA, S.; MARINHO, M. & BEKER, B. (1999). Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. **Aquatic Microbial Ecology**, 20(3): 285-297.

BRANCO, C. W. C.; CAVALCANTI, C. G. B. A ecologia das Comunidades Planctônicas no Lago Paranoá. In **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. (R. Henry, ed.). Fapesp/Fundibio, Botucatu, 1999, p.573-595.

BRANCO, C.W.C. & SENNA, P. A. C. (1991). The taxonomic elucidation of the Paranoá Lake (Brasília, Brazil) problem: *Cylindrospermopsis raciborskii*. **Bull. Jard. Bot. Nat. Belg.**, 61: 85-91.

BRANCO, C.W.C. & SENNA, P. A. C. (1994). Factors influencing the development of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Mycrocystis aeruginosa* in the Paranoá reservoir, Brasília, Brazil. **Algological studies**, 75: 85-96

BRANDÃO, C. C. S.; LACERDA, M. R. S.; ABREU, M. C. (1996). Influência do tempo de floculação na filtração Direta de águas com baixa turbidez e teor elevado de algas. In: **Anais do VII Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária Ambiental**, João Pessoa, Brasil.

BRANDÃO, C. C. S.; SILVA, A. S. (2006). Remoção de Cianotoxinas por Adsorção em Carvão Ativado. In: PÁDUA, V. L. (coord.) **Contribuição ao Estudo da Remoção de Cianobactérias e Microcontaminantes Orgânicos por meio de Técnicas de Tratamento de Água para Consumo Humano**. Rio de Janeiro. ABES, p.415-466.

BRASIL, 2004. **Portaria nº 518 de 25 de março de 2004 do Ministério da Saúde**. Estabelece procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e das outras providências.

BRICELJ, V.M.; LEE, J. H. & CEMBELLA, A.D. (1991). Influence of dinoflagellate cell toxicity on uptake and loss of paralytic shellfish poison toxins in the northern quahog *Vercenurria mercenaria*. **Marine Ecology Profiram Series**, 74: 33-46.

BRUCHET, A.; BERNAZEAU, F.; BAUDIN, I.; PIERONNE, P. (1998). Algal toxins in surface waters: analysis and treatment. **Water Supply**. 16 (1/2): 619 – 23.

BURKS,R. & SCHNEEGURT, M. **Imagem Cylindrospermopsis raciborskii**. Disponível em: <[www-cyanosite.bio.~urdue.edu/im~es/ima~es.html](http://www-cyanosite.bio.~urdue.edu/im~es/ima~es.html)> Acesso em: 02 de janeiro de 2003.

CALDWELL, E. L. Pollution flow from pit latrine when permeable soils of considerable depth exist below the pit. **J. infectious diseases.**, v.62, n.3, p.225-258, 1938.

CALDWELL, E. L.; PARR, L. W. Ground water pollution and the bored-hole latrine, **J.infections diseases.**, v.61, n.2, p.148-183, 1937.

CARLILE, P. R. **Further studies to investigate microcystin – LR and anatoxin-a removal from water (Report FR0458)**. Foundation for Water Reserarch, Buckinghamshire, Marlow. 1994.

CARMICHAEL, W.W. & FALCONER, LR. (1993). Diseases related to freshwater bluegreen algal toxins, and control measures. In: **Algal toxins in seafood and drinking water**. Academic Press Ltd. Cambridge, 12:187-209.

CARMICHAEL, W.W. (1994). The toxins of cyanobacteria. **Scientific American**, 270:64-72.

CARMICHAEL, W.W. Toxic Microcystis and the environment. In **Toxic Microcystis** (M.F. Watanabe, K.I. Harada, W.W. Carmichael & H. Fujiki, eds.). CRC Press, Boca Raton, 1996, p.1-11.

CARMICHAEL, W.W.; MAHMOOD, N.A. & Hyde, E.G. (1990). **Natural toxins from cyanobacteria (blue-green algae)**. S. Hall & G. Strichartz (Eds.) Marine toxins, origin, structure and molecular pharmacology. Vol. 418, American Chemical Society, Washington D.C., 87-106.

CASTENHOLZ RW, GARCIA-PICHEL F. (2000). Cyanobacterial Responses to UV-Radiation. In: Whitton BA, Potts M (eds), The Ecology of Cyanobacteria. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp. 591-611.

CATTERALL, W. A. (2000). From ionic currents to molecular mechanisms: The structure and function of voltage-gated sodium channels. **Neuron**, 26:13-25.

CDC - Centers for Disease Control. (1991). Morbidity and Mortality Weekly Report. 40:157-161. Ajud.: Fitzgerald, D.J.; Cunliffe, D.A. & Burch, M.D. (1999). Development of health alerts for cyanobacteria and related toxins in drinking water in South of Australia. **Environmental Toxicology**, 14:203-209.

CECCA. **Unidades de Conservação e Áreas Protegidas da Ilha de Santa Catarina: Caracterização e Legislação**. Centro de Estudos, Cultura e Cidadania. Insular, 1987. 158 p.

CEMBELLA, A.D.; SHUMWAY, S.E. & LEWIS, N.I. (1993), Anatomical distribution and spatio-temporal variation in paralytic shellfish toxin composition in two bivalve species from the Gulf of Maine. **Journal Shellfish Research**, 12: 389-403.

CETESB. Água subterrânea e poços tubulares. Tradução da primeira edição do original norte-americano publicado pela JOHNSON Division, UOP, Inc., Saint Paul, Minnesota. 3ª ed. **Rev. São Paulo**, 1978, 482p.

CHEN, H.; LIN, C. & WANG, T.M. (1996). Effects of 4-aminopyridine on saxitoxin intoxication. **Toxicology and Applied Pharmacology**, 141: 44-48.

CHEUN, B.S.; LOUGHRAN, M.; HAYASHI, T.; NAGASHIMA, Y. & WATANABE, E. (1998). Use of a channel biosensor for the assay of paralytic shellfish toxins. **Toxicon**, 36: 7371-1381.

CHISWELL, R.K.; SHAW, G.R.; Eaglesham, G.K.; Smith, M.I.; Norris, R.L.; Seawright, A.A. & Moore, M.R. (1999). Stability of cylindrospermopsin, the toxin from the cyanobacterium, *Cylindrospermopsis raciborskii*: effect of pH, temperature, and sunlight on decomposition. **Environmental Toxicology**, 14 (1): 155-161.

CHORUS, I. & BARTRAM, J. (1999). Cyanobacterial toxins: Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management. **E & FN Spon**, London, 405pp.

CHORUS, I. (2002). Cyanobacterial toxin research and its application in Germany: A review of the current status. **Environmental Toxicology**, 17(4): 358-360.

CHORUS, I.; KLEIN, G.; FASTNER, J.; ROTARD, W. Off-Flavors in surface waters, how efficient is bank filtration for their abatement in drinking water. **Wat. Sci. Technol.**, v.5, n.2, p.251-258, 1993.

CIÊNCIA e Cultura - **Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science**, 51(1) 16-21.

CODD, G.A. (1995). Cyanobacterial Coxins: Occurrence, properties and biological significance. **Water Science Technology**, 32(4): 149-156.

CODD, G.A. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. **Ecological Engineering**, v.16, p.51-60, 2000.

COLLA, L.M. (2002). **Influência das condições de crescimento sobre o potencial antioxidante da nticroalga**. Spirulina platensês e seu potencial na redução da hipercolesterolemia. (Dissertação-Mestrado). Rio Grande: Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Pós-Graduação em Engenharia e Ciência de Alimentos, RS, Brasil, 33-35.

COLLINS, C. H.; Braga, G.L. & Bonato, P.S. (1997). **Introdução a métodos cromatográficos**. 7. ed. Editora da Unicamp. São Paulo, Brasil, 11-238.

CONTE, S.M.; RABELO, I.M.M.; GIORDANI, A.T. & DEWES, W. (2000). Ocorrência de *Cylindrospermopsis raciborskii* nas bacias hidrográficas dos Rios dos Sinos e Caí, RS - Brasil. **Anais do XVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Porto Alegre, RS. Brasil. Pág. 469.

CLEASBY, J.L. (1990). Filtration. **In: Water Quality and treatment: A handbook of community water supplies**. AWWA, 4 ed. USA. McGraw-Hill.

CUNHA, N. T.; YUNES, J. S.; COSTA, A. H. R.; PROENÇA, L. A. O. Registro de toxinas paralisantes produzidas por *Cylindrospermopsis raciborskii* na região sul do Brasil. In: **Simpósio Brasileiro de Engenharia Ambiental**, 2º, 2003. Itajaí, Santa catarina. Anais... Itajaí, CD-ROM.

CUNHA, N.T. (2004). **Metodologias para concentração e detecção de toxinas paralisantes em amostras ambientais**. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Física, Química e Geológica) – Fundação Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Rio Grande – RS. 92p.

GRELLMANN, C. (2006). **Aspectos da morfologia e da ecologia de *Cylindrospermopsis raciborskii* ( Woloszinska) Seenaya et Subba Raju e da produção de cianotoxinas na Lagoa do Peri, Florianópolis, SC, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis, Santa Catarina. 95p.

DAHLMANN, J.; BUDAKOWSKI, W.R. & LUCKAS, B. (2003). Liquid chromatography electrospray ionization-mass spectrometry based method for the simultaneous determination of algal and cyanobacterial toxins in phytoplankton from marine waters and lakes followed by tentative structural elucidation of microcystins. **Journal of Chromatography A**, 994: 45-57.

DALSASSO, R. L. (2005). **Estudo de diferentes materiais para floculação em meio granular, precedendo a filtração rápida descendente no tratamento de água para abastecimento**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). UFSC. Florianópolis. Santa Catarina. Brasil.

DASH, R.R.; MEHROTRA, I.; GRISCHEK, T. (2008). Lake bank filtration at Nainital, India: water-quality evaluation. **Hidrogeology Journal**. DOI 10.1007/s10140-008-0295-0, 11p.

DI BERNARDO, L. (1993). **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água. v.I e II**. Rio de Janeiro. Ed. Luiz Di Bernado – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Brasil.

DI BERNADO, L. Algas e suas Influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento. **ABES**, Rio de Janeiro, 1995, 127p.

DI BERNADO, L.; MENDES, C. G. N.; BRANDÃO, C. C. S.; SENS, M.L.; PÁDUA, V.L. (2003). **Tratamento de água para abastecimento por filtração direta. PROSAB 3**. Rio de Janeiro: ABES, RIMA Editora, p. 498.

DI BERNARDO, L.; DE LUCA, S. J.; KURODA, E. K.; PEGORER, M. G. L. (2006) Oxidação. In: PÁDUA, V. L. (coord.) **Contribuição ao Estudo da Remoção de Cianobactérias e Microcontaminantes Orgânicos por meio de Técnicas de Tratamento de Água para Consumo Humano**. Rio de Janeiro. ABES, p.23-81.

DILLON, P. J.; MILLER, M.; FALLOWFIELD, H.; HUTSON, J. The potential of riverbank filtration for drinking water supplies in relation to microcystin removal in brackish aquifers. **Journal of Hydrology**., v.266, n.3-4, p.209-221, 2002.

DONALD, D.; GRYGASKI, T. **Development of a Sustainable Potable Water Supply for Rural Villages in The Coastal Region of Tanzania, Africa**. Ontario: WW Engineering, 2002. 36 p. Disponível em: <<http://uwaterloo.ebw.ca/Research/results/Development%20of%20potable%20water%20supply%20Tanzania-partII.pdf>>. Acesso em: 20 de fevereiro de 2006.

DONATI C.; DRIKAS M .; HAYCS R. AND NEWCOMBE G. (1994) Microcystin LR adsorption by powdered activated carbon. **Water Res.**, 28:1735-1142.

DOUCETTE, G.J.; LOGAN, M.M.; RAMSDELL, J.S. & VAN DOLAH, F.M. (1997). Development and preliminary validation of a microtiter plate-based receptor binding assay for paralytic shellfish poisoning toxins. **Toxicon**, 35(5): 625-636.

EDZWALD, J. K.; BECKER, W. C.; TAMBINI, S. J. (1987). Organics, polymers, and performance in direct filtration. **Journal of Environmental Engineering**. V. 113, n. 1, p. 167 – 185, Feb.

ERIKSSON, J.E.; GRÖNBERG, L.; NYGARD, S.; SLOTTE, J.P.; MERILUOTO, J.A.O. (1990). *Biochem Biophys Acta*, 1025: 60-66. Apnd: Fitzgerald, D.J.; Cunliffe, D.A. & Burch,

M.D. (1999). Development of health alerts for cyanobacteria and related toxins in drinking water in South of Australia. **Environmental Toxicology**, 14:203-209.

FALCH, B.S.; KÖNIG, G.M.; WRIGHT, A.; Sticher, O.; Angerhofer, C.K.; Pezzuto, J.M. & Bachmann, H. (1995). Biological activities of cyanobacteria: evaluation of extracts and pure compounds. **Planta Medica**, 61:321-328.

FALCONER I. R.; RUNNEGAR M. T. C.; BUCKLEY T.; HUYN Y. L. and BRUDSHAW P. (1989) Using activated carbon to remove toxicity from drinking water containing cyanobacterial blooms. **J. AWWA** 102-105.

FALCONER, I.R. (1997). Potential impact on human health of toxic cyanobacteria. *Phycologia*, 35: 6-11. Apud: **World Health Organization - WHO**. (1998). Guidelines for safe recreational-water environments: Coastal and Freshwaters. Vol. 1: 125-148.

FALCONER, I.R. (1999). An overview of problems caused by toxic blue-green algae (Cyanobacteria) in drinking and recreational water. **Environment Toxicology**, 14(1): 5-12.

FAY, P. (1965). Heterotrophy and nitrogen fixation in *Chlorogloea fischeri*. Apud: Chorus, I. E Bartram, J. (Eds). **Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management**. E Rri FN Spon, London, 414pp.

FEDRIZZI, M C. **Sistemas fotovoltaicos de abastecimento de água para uso comunitário: lições aprendidas e procedimentos para potencializar sua difusão**. 2003. 174 f. Tese (Doutorado) - Programa Interunidades de Pós-graduação em Energia, Instituto de Física, Usp, São Paulo, 2003.

FERNÁNDEZ, MA, MÍGUEZ, A.; CACHO, E.; MARTÍNEZ, A.; DIOGÉNE, J. & YASUMOTO, T. (2002) Bioensayos con mamíferos y ensayos bioquímicos celulares para la detección de ficotoxinas. In: Sar, EA- Ferrario, M.E.; Reguera (Eds.). **Ficociones Algales en el Cono Sur Americano**. B. Instituto Espanol de Oceanografía. 77-I 1.5.

FERREIRA, A.H.F. (2000). **Ocorrência de Anabaena spiroides (Cyanoprocariota) no Estuário da Lagoa dos Patos, RS** (Dissertação-Mestrado). Rio Grande: Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Pós-Graduação em Oceanografia Física, Química e Geológica, RS, Brasil, 96pp.

FILDEBRANDT, S.; PAVELIC, P.; DILLON, P. **Recharge Enhancement Using Single or Dual Well Systems for Improved Groundwater Management in the Bandung Basin, Indonesia**. Adelaide: CSIRO Land And Water, 2003, 35p. Disponível em: <[www.clw.csiro.au/publications/technical2003/tr29-03.pdf](http://www.clw.csiro.au/publications/technical2003/tr29-03.pdf)>. Acesso em: 30 de maio de 2006.

FITZGEORGE, R.; CLARK, S. & KEEVIL, C. (1994). **Routes of intoxication. Detection Methods for Cyanobacterial Toxins**. Eds. Cood, G.A.; Jefferies, T.M.; Keevil, C.W.; Potter, E. The Royal Society of Chemistry, 69-74. Apud: World Health Organization - WHO. (1998). Guidelines for safe recreational-water environments: Coastal and Freshwaters. Vol. 1: 125-148.

FITZGERALD, D.J.; CUNLIFE, D.A. & BURCH, M.D. (1999). Development of health alerts for cyanobacteria and related toxins in drinking water in South of Australia. **Environmental Toxicology**, 14:203-209.

FLYNN, K. & FLYNN, K.J. (1996). An automated HPLC method for the rapid analysis of paralytic shellfish toxins from dinoflagellates and bacteria using precolumn oxidation at low temperature. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 197: 145-157.

FOGEL, D.; ISSAC-RENTON, J.; GUASPIRINI, R.; MOOREHEAD, W. and ONGERTH, J. Removing giardia and cryptosporidium by slow sand filtration. *Journal American Water Works Association*, v.85, n.11, p.77-84, 1993.

FRANCA, S.; ALVITO, P.; SOUSA, L; GAGO, A.; RODRÍGUEZ-VÁZQUEZ, J.A.; LEÃO, J.M.; COMESANÃ, M.; THIABAULT, P.; BURDASPAL, P.; BUSTOS, J. & LEGARDA, T. (1996). 'The toxin profile of some PSP toxin producing dinoflagellates occurring In Portuguese coastal waters as determined by alternative analytical methods. In: Yasumoto, T. Oshima, Y. & Fukuyo, Y. (Eds.). **Harmful and Toxic Algal Blooms**. Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO. 519-522.

FREITAS, J.C.; OGATA, T. & VEIT, C.H. (1996). Occurrence of tetrodotoxin and paralytic shellfish toxins in *Phallusia nigra* (Tunicata, Ascidiacea) from the Brazilian coast. **Journal of Venomous Animals and Toxins**, 2(1):28-38.

FREITAS, J.C.; OGATA, T.; KODAMA, M.; MARTINEZ, S.C.G.; LIMA, M.F. & MONTEIRO, C.K. (1992). Possible microbial source of guanidine neurotoxins found in the mussel *Perna perna* (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae). In: Gopalakrishnakone, P. & Tan, C.K. (Eds.) *Recent advances in toxinology research*. Singapore: National University, 2:589-596. Apud: Freitas, J.C.; Ogata, T. & Veit, C.H. (1996). Occurrence of tetrodotoxin and paralytic shellfish toxins in *Phallusia nigra* (Tunicata, Ascidiacea) from the Brazilian coast. **Journal of Venomous Animals and Toxins**, 2(1):28-38.

FRITZ, B.; SIEVERS, J.; EICHHORN, S.; PEKDEGER, A. Geochemical and hydraulic investigations of river sediments in a bank filtration system. In: Dillon, P. (Ed.) **Management of aquifer recharge for sustainability**. Balkema Publ., Lisse, Abingdon, Exton, Tokyo, 2002, p.95-100.

FUNASA. **Cianobactérias tóxicas: Impacto na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano**. Brasília, 2003, 56p.

GARCIA, T.V. **Remoção de algas através da eletroflotação – tratamento eletrolítico seguido de filtração direta no tratamento de água de abastecimento**. Florianópolis, 2002. 97p. Dissertação. (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina.

GARTHWAITE, I. (2000). Keeping shellfish safe to eat: a brief review of shellfish toxins, and methods for their detection. **Trends in Food Science & Technology**, 11: 235-244.

GESSNER, B.D.; BELL, P.; DOUCETTE, G.J.; MOCZYDLOWSKI, E.; POLI, M. A.; VAN DOLAH, F. & HALL, S. (1997). Hypertension and identification of toxin in human urine and



serum following a cluster of mussel-associated paralytic shellfish poison outbreaks. **Toxicon**, 35(5): 711-722.

GICQUEL, L. **Curso Agrotóxico**. Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1998, 43p.

GOLLNITZ, W. D. Infiltration Rate Variability and Research Needs. In: RAY, Chittaranjan; MELIN, Gina; LINSKY, Ronald B. In: **Riverbank Filtration - Improving source-water quality**. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 2003, p.281-290.

GRANÉLI, E.; CODD, G.A.; DALE, B.; LIPIATOU, E.; MAESTRINI, S.Y. & ROSENTHAL, H. (1999). Harmful algal blooms in European marine and brackish waters. **European Communities**. 93pp.

GRELLMANN, C. (2006). **Aspectos da morfologia e da ecologia de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszinska) Seenaya et Subba Raju e da produção de cianotoxinas na Lagoa do Peri, Florianópolis, SC, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis, Santa Catarina. P.95.

GRISCHEK, T.; HISCOCK, K.; SCHOENHEINZ, D.; WORCH, E. Bank filtration in Europe - An overview of aquifer conditions and hydraulic controls. In: Dillon, P. (Ed.) **Management of aquifer recharge for sustainability**. Balkema Publ., Lisse, Abingdon, Exton, Tokyo, 2002, p.485-488.

GRISCHEK, T.; MACHELEIDT, W.; NESTLER, W. River bed specifics and their effect on bank filtration efficiency. In: Dillon, P. (Ed.) **Management of aquifer recharge for sustainability**. Balkema Publ., Lisse, Abingdon, Exton, Tokyo, 2002, p.59-64.

GRISCHEK, T.; NESTLER, W.; LASZLO, F. Bank filtration under anoxic conditions. In: Proc. IAH Congress, XXXII, 2002, Mar del Plata. **Anais...** Mar del Plata, CD-ROM.

GRISCHEK, T.; SCHOENHEINZ, D.; RAY, C. Siting and Design Issues for Riverbank Filtration Schemes. In: **Riverbank Filtration - Improving source-water quality**. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 2003, p.291-302.

GRUETZMACHER, G.; BOETTCHER, G.; CHORUS, I.; KNAPPE, A.; PEKDEGER, A. Cyanobacterial toxins in bank filtered water from Lake Wannsee, Berlin. In: Dillon, P. (Ed.) **Management of aquifer recharge for sustainability**. Balkema Publ., Lisse, Abingdon, Exton, Tokyo, 2002, p.175-179.

HALL, S.; STRICHARZ, G.; MOCZYDLOWSKI, E.; RAVINDRAN, A. & REICHARDT, P.B. (1990). The saxitoxins: sources, chemistry and pharmacology. In: Hall, S. Stricharz, G. (Eds.) **Marine Cofxins: Origin, structure and molecular pharmacology**. American Chemical Society Symposium Series, Vol. 418. American Chemical Society, Washington, DC, 29-65. Apud: Vélez, P.; Sierralta, J.; rilcayaga, C.; Fonseca, M.; Loyola, H.; Johns, D.G; Tomaselli, G. F.; Marbán, E. & Suárez-Isla, B. A. (2001). A functional assay for paralytic shellfish toxin that uses recombinant sodium channels. **Toxicon**, 39: 929-935.

- HARADA K-I, KONDO F, LAWTON L (1999). Laboratory analysis of cyanotoxins. In: Chorus I, Bartram J (eds), *Toxic Cyanobacteria in Water*. **E & FN Spon**, Londres, pp. 369-405.
- HART, J.; FAWELL, J.K.; CROLL, B. (1997). The fate of both intra and extracellular toxins during drinking water treatment. *Special subject No. 18, SS18-1-6*, **IWSA WORLD CONGRESS**, Oxford. Oxford: Blackwell Science, 1997.
- HEBERER, T. Tracking persistent pharmaceutical residues from municipal sewage to drinking water. **J. Hydrol.**, v.266, n.3-4, p.175-189, 2002.
- HIMBERG K, KEIJOLA AM, HIISVIRTA L, PYYSAALO H, SIVONEN K (1989) The effect of water treatment processes on the removal of hepatotoxins from *Microcystis* and *Oscillatoria* cyanobacteria: a laboratory study. **Water Research**, **23(8)**, 979-984.
- HISCOCK, K.M.; GRISCHEK, T. Attenuation of groundwater pollution by bank filtration. **J. Hydrol.**, v.266, n.3-4, p.139-144, 2002.
- HODGKIN, A.L. & HUXLEY, AT. (1952). A quantitative description of membrane current and application to conduction and excitation in nerve. **Journal Physiology**, 1 17: 500-544. Apud: Catterall, W. A. (2000). *lipom ionic curreni.s to molecular mechanisms: the structure and function of voltage gated sodium channels*. *Neuron*, 26: 13-25.
- HOUSE J.; HO L.; NEWCOMBE G.; BURCH M. **Management strategies for toxic blue-green algae**: Literature Survey. GWRC. 2004.
- HRUDEY, S.; BURCH, M.; DRIKAS, M.; GREGORY, R. Remedial Measures in Toxic Cyanobacteria. In **Water, E and FN Spon**, London, 1999, p.275–312.
- HULT, A.; BECKMAN – SUUND, U.; MÖLLER, T.; WILLEN, E.; EARLANDSSON B. *Algtoxiner i sjö-och drickswatten (Toxins of algae in lake and drinking water. Report1997)*. **National food Admonistration Uppsala**, Sweden (in Swedish), 1997.
- HUNT, H. American experience in installing horizontal collector wells. In: **Riverbank Filtration – Improving source-water quality**, v.43, cap 2, p.29–34, 2003.
- HUNT, H.; SCHUBERT, J.; RAY, C. Conceptual Design of Riverbank Filtration Systems. In: **Riverbank Filtration – Improving source-water quality**, v.43, cap 1, p.19–27, 2003.
- INDRASENA, W.M. & GILL, T.A. (1998). Fluorimetric detection of paralytic shellfish poisoning toxins. **Analytical Biochemistry**, 264: 230-236.
- INDRASENA, W.M. & GILL, T.A\_ (2000). Storage stability of paralytic shellfish poisoning toxins. **Food Chemistry**, 71: 71-77.
- JAMES, K.; FUREY, A.; SHERLOCK, I.R.; STACK, M.A.; TWOHIG, M.; CAUDWELL, F.B. & SKULBERG, O.M. (1998). Sensitive determination of anatoxin-a, homoanatoxin-a and their degradation products by liquid chromatography with fluorimetric detection. **Journal of Chromatography A**, 798: 147-157.

JARDIM, F. A.; FONSECA, Y. M. F.; VIANNA, L. N. L. (2002). Cianobactérias tóxicas: a implantação de um banco de culturas no laboratório metropolitano da COPASA – MG. **IX Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**.

JARDIM, F.A; FONSECA, Y.M.F, VIANNA, L.N.L; AZEVEDO, S.M.F.O. & CISCOTTO, P.H.C. (2001) Primeira ocorrência de cianobactérias tóxicas em um reservatório da COPASA -Minas Gerais – Brasil. **BIOS**, Belo Horizonte, 9: 83-91.

JEFFERY, G.H.; BASSET, M.; MENDHAM, M. & DENNEY, B. (1989). **Vogel**: Análise química quantitativa. Livros Técnicos e Científicos Editora, 178-188.

JELLET Biotek, Canadá. Disponível em: [www.randburg.com/ca/jellett.html](http://www.randburg.com/ca/jellett.html) Acesso em: 04 de julho de 2003.

JLLETT, 1F.; MARKS, L.J.; STEWART, J.E.; DOREY, M.L.; WATSON-WNGHT, W. & LAWRENCE, J.F. (1992). Paralytic sheffish poison (saxitoxin family) bioassays: automated endpoint determination and standardization of the in vitro tissue culture bioassay. **Toxicon**, 30: 1143-1156.

JONES, G.J. & NEGRI, A.P. (1997). Persistence and degradation of cyanobacterial paralytic shellfish poisons (PSPs) in freshwaters. **Water Resources**, 31(3):525533.

JOHNSON D, FARLEY MR, YOUNGMAN RE, YADAV NP, WEST JT (1977). Removal of algae by various unit processes. **Medmennhann: Water Research Center** . Technical Report TR 45.

JUELICH, W.; SCHUBERT, J. Proceedings of the International Riverbank Filtration Conference. Duesseldorf, Germany, IAWR Rheinthemen 4, 2000, 309p.

KANOSHINA, 1.; LIPS, U. & LEPPÄNEN, J.M. (2003). The influence of weather conditions (temperature and wind) on cyanobacterial bloom development in the Gulf of Finland (Baltic Sea). **Harmful Algae** 2: 29-41.

KEIJOLA A-M, HIMBERG K, ESALA AL, SIVONEN K, HIISVIRTA L (1988). Removal of cyanobacterial toxins in water treatment processes: Laboratory and pilot scale experiments. Toxicity Assessment: **An International Journal**, 3, 643-656.

KIKUCHI, T.; SATO, M.; KAGA, M.; SATO, K.; SATO, S.; OGATA, T. & Kodama, M. (1996). Secondary contamination of scallops by ingestion of PSP toxins in the feces of adjacent highly toxic scallops. In: Yasumoto, T. Oshima, Y. & Fukuyo, Y. (Eds.) **Harmful and 7óxic Algal Blooms**. Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO. 413-415.

KIM, S.-B.; CORAPCIOGLU, M. Y. Contaminant transport in riverbank filtration in the presence of dissolved organic matter and bacteria: a kinetic approach. **J. Hydrol.** v.266, n.3-4, p.269-283, 2004.

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

KOTAKI, Y.; OSHIMA, Y. & YASUMOTO, T. (1985). Bactenal transformation of paralytic shellfish toxins. Apud: Anderson, D.M.; White, A.W. & Baden, D.G. (Eds.). **Toxic Diatoms**. New York. Elsevier, 287-292.

KÜHN, W.; MÜLLER, U. Riverbank filtration an overview. **Journal American Water Works Association**. v.92, p.60-69, 2000.

LAGE FILHO F.A., FERREIRA FILHO S.S. (1997). Estudo piloto de tratabilidade de águas eutrofizadas: efeitos da pré-oxidação com cloro livre no processo de filtração. In: **Anais do 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**.

LAGOS, N. (1998). Microalgal blooms: A global issue with negative impact in Chile, **Biology Research**, 31- 375-386.

LAGOS, N. (2002). Principales toxinas de origen fitoplanctónico: Identificación y cuantificación mediante cromatografía líquida de alta resolución (HPLC). In: Sar, EA.; Ferrario, M.E.; Reguera (Eds.). **Floraciones Algales en el C'ono Sair** .Americano. B. Instituto Español de Oceanografía, 55-76.

LAGOS, N.; ONODERA, H.; ZAGATTO, P.A.; ANDRINOLO, D.; AZEVEDO, S.M.F.Q. & OSHIMA, Y. (1999). The first evidence of paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis racihorskii*, isolated from Brazil. **Toxicon**, 37:1359-1373.

LAGOS, N.; ONODERA, H.; ZAGATTO, P.A.; ANDRINOLO, D.; AZEVEDO, S.M.F.Q. & OSHIMA, Y. The firsts evidence of paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*, isalated from brazil. **Toxicon**, v.37, p.1359 – 1373, 1999.

LAHTI, K.; VAITOMAA, J.; KIVIMAKI, A. L.; SIVONEN, K. Fate of cyanobacterial hepatotoxins in artificial recharge of groundwater And in bank filtration. In: Peters, J., (Ed.), **Artificial Recharge of Groundwater**, Balkema, Rotterdam, p.211–216, 1998.

LAMBERT T. W., HOLMES C. F. B. AND HRUDEY S. E. (1996) Adsorption of microcystin-LR by activated carbon and removal in full scale water treatment. **Water Res.**, 30: 1411-1422.

LASSUS, P.; BARDOUIL, M.; LEDOUX, M.; MURAIL, I.; BOHEC, M.; TRUQUET, P.; FREMY, J.M. & ROHMER, V. (1992) Paralytic phycotoxin uptake by scallops (*Pecten maximus*). **Aquatic Living Resources**, 5: 319-324.

LAUDARES-SILVA, R. **Aspectos limnológicos, variabilidade espacial e temporal na estrutura da comunidade fitoplanctônica da lagoa do peri**. 1999, 213p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais). Universidade Federal de São Carlos. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais. São Carlos.

LAWRENCE, J.F. & MÉNARD, C. (1991)\_ Liquid chromatographic determination of paralytic shellfish poisons in shellfish after prechromatographic oxidation. **Journal of the Association Oficial Analytical Chemists International**, 74(6): 1006-1012.

LAWRENCE, J.F.; MÉNARD, C. & CHARBONNEAU, C.F. (1991). A study of ten toxins associated with paralytic shellfish poison using prechromatographic oxidation and liquid chromatography with fluorescence detection. **Journal of the Association Official Analytical Chemists International**, 74(2): 404-409.

LAWRENCE, I.F., MÉNARD, C. & CLEROUX, C. (1995). Evaluation of prechromatographic oxidation for liquid chromatographic determination of paralytic shellfish poisons in shellfish. **Journal of the Association Official Analytical Chemists International**, 78(2): 514-520.

LAYCOCK, M. V.; KRALOVEC, J. & RICHARDS, R. (1995). Some *in vitro* chemical conversions of paralytic shellfish poisoning (PSP) toxins useful in the preparation of analytical standards. **Journal of Marine Biotechnology**, 3: 121-125.

LAYCOCK, M.V.; JELLET, J.F.; BELLAND, E.R.; BISHOP, P.C.; THÉRIALT, B.L.; RUSSELLTATRIE, A.L.; QUILLIAM, M.A.; CEMBELLA, A.D. & RICHARDS, R. (2000). Irr. IX Inter. **Conference on Harmful Algae**, Hobart, Tasmania, 7-11 February 2000.

LEHANE, L. (2000). Paralytic Shellfish Poisoning: A review. National Office of Animal and Plant Health, **Agriculture, Fisheries and Forestry**. Australia, Canberra. 56 pp.

LEITE, F. (2002). **Validação em análise química**. 4ª ed. Ed. Átomo. 275pp.

LEVASSEUR, M.; MONFORT, P.; DOUCETE, G.J. & MICHAUD, S. (1996) Preliminary study of bacteria as PSP producers in the Gulf of St. Lawrence, Canada. In: Yasumoto, T. Oshima, Y. & Fukuyo, Y. (Eds.). **Harmful and Toxic Algal Blooms**. Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO. 363366.

LI, R.; CARMICHAEL, W.W.; BRITTAIN, S.; EAGLESHAM, G.K.; SHAW, G.R.; LIU, Y. & WATANABE, M.M. (2001) First report of the cyanotoxins cylindrospermopsin and deoxycylindrospermopsin from *Raphidiopsis curvala* (Cyanobacteria). **Journal of Phycology**, 37(6): 1121-1126.

LLEWELLYN, L.E.; DODD, M.J.; ROBERTSON, A.; ERICSON, G.; de KONING, C. & NEGRI, A.P. (2002). Post-mortem analysis of samples from a human victim of a fatal poisoning caused by the xanthid crab, *Zosimus aeneus*. **Toxicon**, 40: 1463-1469.

LINDRASANA, W.M. & GILL, T.A. (1999). Thermal degradation of paralytic shellfish poisoning toxins in scallop digestive glands. **Food Research International**, 32: 49-57.

LOUZAO, M.C.; ALFONSO, A.; BOTARIA, A.M.; VIEYTES, M.R.; BOENKE, A. & BOTANA, L.M. (1994a). Study of stability of gonyautoxins in acid solution. **Fresenius Journal Analytical Chemistry**, 349: 465-468.

LOUZAO, M.C.; ALFONSO, A.; BOTARIA, A.M.; GOENAGA, X.; VIEYTES, M.R. & BOTANA, L.M. (1994b). Effect of lyophilization on the stability of gonyautoxin obtained from contaminated mussels. **Toxicon**, 32: 807-817.

MACKINTOSH, C.; BEATTIE, K.A.; KLUMP, S.; COHEN, P. & CODD, G.A. (1990). Cyanobacterial microcystin-LR is a potent and specific inhibitor of protein phosphatases 1 and 2A from both mammals and higher plants. **FEBS Letters**, 264: 189-192.

MARINHO, M.M.; MOLICA, R.J.R.; JARDIM, F.A. & HUSZAR, V.L.M. (2005). *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) em Ecossistemas Brasileiros: um novo desafio para o gerenciamento aquático. In: ROLAND, F.; CESAR, D. & MARINHO, M. (Ed.) **Lições de Limnologia**. São Carlos, editora Rima, 325-339p.

MARMONIER, P.; FONTVIEILLE, D.; GIBERT, J.; VANEK, V. Distribution of dissolved organic carbon and bacteria at the interface between the Rhône River and its alluvial aquifer. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, v.14, n.3, p.2-392, 1995.

MARUYAMA, J.; NOGUCHI, T.; ONOUE, Y. UEDA, Y. HASHIMOTO, K. & KAMIMURA, S. (1983). Anatomical distribution and properties of the toxins in highly PSPinfested scallops from Ofunato Bay during 1980-1981. **Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries**, 49: 233-235.

MASSMANN, G.; EKDEGER, A.; ERZ, C. Geochemical changes during riverbank filtration in a polder region bordering the river Oder, Germany. In: Dillon, P. (Ed.) **Management of aquifer recharge for sustainability**. Balkema Publ., Lisse, Abingdon, Exton, Tokyo, p. 94, 2002.

MATTHIENSEN, A.; BARBOSA, T.C.P. (2003). Fitoplâncton potencialmente nocivo em corpos d'água costeiros utilizados para o consumo humano: dados preliminares da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC, Brasil. In: **IX Congresso Brasileiro de Limnologia**, Juiz de Fora, MG, Brasil. CD-Rom.

MATTHIENSEN, A.; YUNES, J.S. & COOD, G.A. (1999). Ocorrência, distribuição e toxicidade de cianobactérias no Estuário da Lagoa dos Patos, RS. **Revista Brasileira de Biologia**, 59\_361-376.

MEDEMA, G. J.; STUYFZAND, P. J. Removal of micro-organisms upon basin recharge, deep well injection and river bank filtration in the Netherlands. In: Dillon, P. (Ed.) **Management of aquifer recharge for sustainability**. Balkema Publ., Lisse, Abingdon, Exton, Tokyo, p.125-131, 2002.

MELO FILHO, Luiz Carlos de. **Avaliação da ozonização como pré ou pós-tratamento à filtração direta descendente na remoção de cianobactérias e saxitoxinas**. 2006, 263 p. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

MICHAUD, S.; LEVASSEUR, M.; DOUCETTE, G. & CANTIN, G. (2002). Particle size fractionation of paralytic shellfish toxins (PSTs): seasonal distribution and bacterial production in the St. Lawrence Estuary, Canada. **Toxicon** 40: 1451-1462.

MIERZWA, J. C. (2006). Processos de Separação por Membranas para Tratamento de Água. In: **PÁDUA, V. L. (coord.) Contribuição ao Estudo da Remoção de Cianobactérias e Microcontaminantes Orgânicos por meio de Técnicas de Tratamento de Água para Consumo Humano**. Rio de Janeiro. ABES, p.335-414.

MILLER, M.J., CRITCHLEY, M.M., HUTSON, J. & FALLOWFIELD, H. J. (2001). The adsorption of cyanobacterial hepatotoxins from water onto soil during batch experiments. **Water Res.** 35, 1461 – 1468.

MILLER, M.J., HUTSON, J. & FALLOWFIELD, H. J. (2005). The adsorption of cyanobacterial hepatotoxins as a function of soil properties. **Journal of water and health.**03.4 339 – 347.

MILLER, M.J., HUTSON, J. & FALLOWFIELD, H. J. (1999).The effect of soil characteristics on the removal of cyanobacterial hepatotoxins from drinking water. **Awwa 16<sup>TH</sup> Federal Convention**, Adelaide.

MILLER, M.J., HUTSON, J. & FALLOWFIELD, H. J. (2002). Riverbank Filtration: A south Australian study of processes influencing the removal of cyanobacterial hepatotoxins from drinking water. **American Water Association, Annual Conference and Exposition**, New Orleans, ISBN 1- 58321-197-7.

MONDARDO, R. I. **Influência da Pré-oxidação na Tratabilidade das Águas Via Filtração Direta Descendente em Manancial com elevadas Concentrações de Microalgas e Cianobactérias.** 2004, 147p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Florianópolis.

MOUCHET, P.; BONNÉLYE, V. (1998). Solving algae problems: French expertise and world-wide applications. **J. Water SRT, Aqua.**, 47:125-141.

MUNTISOR M. AND TRIMBOLI P. (1996) Removal of algal toxins using membrane technology. **Water 34.**

NAGASHIMA, Y.; NOGUCHI,T.; TANAKA, M. & HASHIMOTO, K. (1991). Thermal degradation of paralytical shellfish poison. **Journal of Food Science**, 56: 1572-1575.

NAMIKOSHI, M.; MURAKAMI, T.; WATANABE, M.F.; ODA. T.; YAMADA, J.; TSUJIMURA, S.; NAGAI, H. & OISHI, S. (2003). Simultaneous production of homoanatoxin-a, anatoxin-a, and a new non-toxic 4-hidroxyhomoanatoxin-a by the cyanobacterium *Raphidiopsis mediterranea* Skuja. **Toxicon**, 42(5): 533-538.

NASCIMENTO, K. R. F. **Modelagem matemática do uso conjunto das águas superficiais e subterrâneas da sub-bacia do rio das fêmeas-bahia.** Salvador: Srh – superintendência de Recursos Hídricos da Bahia, 2002, 48p. Relatório Final. Disponível em: <[www.srh.ba.gov.br/publicações/arquivos/subterrânea/modelagem\\_matemática\\_rio\\_fêmeas.pdf](http://www.srh.ba.gov.br/publicações/arquivos/subterrânea/modelagem_matemática_rio_fêmeas.pdf)>. Acesso em: 21 março 2006.

NEGRI, A.P. & JONES, G. J. (1995). Bioaccumulation of paralytic shellfish poisoning (PSP) toxins from the cyanobacterium, *Anabaena circinalis* by the freshwater mussel *Alathyria condola*. **Toxicon**, 33: 667-678.

NEGRI, A.P. & LLEWELLYN, L. (1998). Comparative analyses by HPLC and the sodium channel and saxiphilin 3H-saxitoxiti receptor assays for paralytic shellfish toxins in crustaceans and mollusks from tropical North West Australia. **Toxicon**, 36: 283-298.

NEGRI, A.P.; JONES, G.J.; & HINDMARSH, M. (1995). Sheep mortality associated with paralytic shellfish poisoning toxins from the cyanobactenum, *Anabaena circinalã*. **Toxicon**, 33: 1321-1329.

NEGRI, AP. JONES, G.J.; BLACKBURN, S.; OSHIMA, Y. & ONODERA, H. (1997). Effect of culture and bloom development, and sample storage on paralytic shellfish poison content of the cyanobacterium *Anabaena circinalis*. **Journal of Phycology**.

NICHOLSON B. C., ROSITANO J. AND BURCH M. D. (1994) Destruction of cyanobacterial peptide hepatotoxins by chlorine and chloramine. **Water Res..** 28, 1297- 1303.

NICHOLSON, R.A.; Li, G.H.; BUENAVENTURA, E. & GRAHAM, D. (2002). A rapid and sensitive assay for paralytic shellfish poison (PSP) toxins using mouse bram synaptoneuroosomes. **Toxicon**, 40(6):831-838.

NIENCHESKI, L.F.H. & BAUNGARTEN, M.G.Z. (2000). Distribution of particulate trace metal in the southern part of the Patos Lagoon Estuary. **Aquatic Ecosystem Health & Management**, 3: 515-520.

NODA, M.; SUZUKI, H.; NUMA, S. & STÜHMER, W. (1989). A single point mutation confers tetrodotoxin and saxitoxin insensitivity on the sodium channel 11. **FEBS Letters**, 259(1): 213-216.

ODEBRECHT, C.; AZEVEDO, S.M.F.O.; GARCIA, V.M.T.; HUSZAR, V.L.M.; MAGALHÃES, V.F.; MANEZES, M.; PROENÇA, L.A.O.; Rürig, L.R.; TENENBAUM, DR.; VILLAC, M.C. & YUNES, J.S. (2002). Floraciones de microalgas tóxicas en Brasil: estado del arte y proyectos en curso. In: Sar, E.A.; Ferrario, M.E.; Reguera (Eds.). 7,7oraciones Algales en el Cono Sur Americano. B. **Instituto Espanol de Oceanografia**, 219-233.

OHTANI, I.; MOORE, R. E. & RUNNEGAR, M.T.C. Cylindrospermopsin: a potent hepatotoxin from the blue-green alga *Cylindrospermopsis raciborskii*. **Journal of the American Chemical Society**, v.114, p.7941–7942, 1992.

OSHIMA Y. HPLC methods for paralytic shellfish poisons. In: G.M. Hallegraeff, D.M. Anderson and A.D. Cembella [Eds] Manual on Harmful Marine Microalgae, **IOC Manual and Guides**, n.33, p.81 -94, 1995.

OSHIMA, Y. (1993). Chemical and enzymatic transformation of paralytic shellfish toxins in marine organisms. Sixieme Conference Internationale Sur le Phytoplankton Toxique, Nantes, France. Apud.- Jones, G.J. & Negri, A.P. (1997). Persistence and degradation of cyanobacterial paralytic shellfish poi.sotis (PSP.s) in fre.shwaters. **Water Resources**, 31(3): 525-533.



OSHIMA, Y. (1995). Post-column derivatization liquid chromatographic method for paralytic shellfish toxins. **Journal of the Association Official Analytical Chemists International**, 78: 528-532.

OSHIMA, Y.; SUGINO, K.; ITAKURA, H.; HIROTA, M. & YASUMOTO, T. (1990). Comparative studies on paralytic shellfish toxin profile of dinoflagellates and bivalves. In: Graneli, E.; Sundstrom, B.; Elder, L. & Anderson, D.M. (Eds.). **7óxic Marine Phytoplankton**. New York, Elsevier, 391-396.

OTHA, T.; SEUOKA, E.; LIDA, N.; KOMORI, A.; SUGANUMA, M.; NISHIWAKI, R.; TATEMATSU, M.; KIM, S.J.; CARMICHAEL, W.W. & FUJIKAWA, H. (1994) Nodularin, a potent inhibitor of protein phosphatases 1 and 2A, is a new environmental carcinogen in inale F344 rat Tiver. **Cancer Research**, 54(24): 6402-6406.

PADAN E, COHEN Y. (1982). Anoxygenic photosynthesis. In: Carr NG, Whitton BA (eds), *The Biology of Cyanobacteria*. Blackwell, Oxford University of California Press, Berkeley, pp. 215-235.

PADISÁK, J. (1997). *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptive blue-green algal species: worldwide distribution and review of its ecology. *Archive Hydrobiology*. Apud: **World Health Organization - WHO**. (1998). Guidelines for safe recreational-water environments: Coastal and Fresh-waters. Vol. 1: 125-145.

PADISÁK, J. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. **Archiv für hydrobiologie**, v.107; p.563-593, 1997.

PÁDUA, V.L.(2001). Filtração Direta Descendente – **Investigação experimental da coagulação, floculação e filtração em instalação piloto**: relatório de atividades. Fortaleza: UFC, 1v. PROSAB3.

PETRUSEVSKI NA, VAN BREEMEN NA, ALAERTS GJ. (1996). Effect of permanganate pre-treatment and coagulation with dual coagulants on algal removal in direct filtration. **Journal Water SRT – Aqua** ; 45(5):316-26.

PINTO-COELHO, R. M.; COELHO, M. M.; ESPÍRITO-SANTO, M. M. ; CORNELISSEN, T. G. Efeitos da eutrofização na estrutura da comunidade planctônica na Lagoa da Pampulha, Belo Horizonte, MG. In **Ecologia de reservatórios**: estrutura, função e aspectos sociais. (R. Henry, ed.), Fapesp/Fundibio, Botucatu, p.551-572, 1999.

POMPEU DOS SANTOS, J. Hidráulica de Poços I. In: BRASIL. **Gerência de Apoio A Treinamento e Divulgação**. Cetesb. Construção, operação e manutenção de poços. São Paulo: Cetesb. Cap., p. 56-62. (C.C.006/77). Cursos por correspondência, 1977.

POURIA, S.; DE ANDRADE, A.; BARBOSA, J.; CAVALCANTE, R.L.; BARRETO, V.S.T.; WARD, C.J.; PREISER, W.; POON, G.K.; NEILD, G.H. & CODD, G.A. (1998). Fatal microcystin intoxication in hemodialysis unit in Caruaru, Brazil. **The Lancet**, 352: 21-26.

PRAKASH, A.; MEDCOF, J.C. & TENNAT, A.D. (1971) Paralytic shellfish poisoning in Eastern Canada. **Bulletin Fisheries Research Board of Canada**, 177: 1-87.

PROENÇA, L.A.O.; LAGOS, N.; RTJRIG, L.; SILVA, M. & GUIMARÃES, S. (1999). **Occurrence of paralytic shellfish toxins - PST in southern Brazilian waters.**

PROENÇA, L.A.O.; SCHMITT, F.; COSTA, T. & RÖRIG, L. (1998a). Just a diarréia? Evidence of diarrhetic shellfish poisoning in Santa Catarina, Brazil. *Ciência e Cultura - Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science*, 50(6) 458-462.

PROENÇA, L.A.O.; TAMANAHA, M.S. & SOUZA, N.P. (2001). The toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* GRAHAM in Southern Brazilian waters: occurrence, p\*-Ments and toxins. **Atlântica**, 23- 59-65.

PUSINO, A.; WEIPING, L. & GESSA, C. (1992). Influence of orgânico matter and its clay complexes on metalochor adsorption on soil. **Pesticide Sci.** 36, 283-286.

RABELO, L. **Estudos preliminares para implantação da filtração em margem na lagoa do Peri como pré-tratamento de água para remoção de fitoplâncton.** 2006, 151p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Florianópolis.

RADDKE, B.; HUPPER, G. Riverbank filtration with horizontal collector wells. Proceedings of the International Riverbank Filtration Conference. W. Julich and J. Schubert, eds., Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet (IAWR), Amsterdam, **The Netherlands**, 2001.

RAPALA J, SIVONEN K, LYRA C, NIEMELÄ S.I. (1997). Variation of microcystins, cyanobacterial hepatotoxins, in *Anabaena* spp. as a function of growth stimuli. *App. Environ. Microbiol.*, 64, 2206-2212.

RAY, C.; SCHUBERT, J.; LINSKY, R. B.; MELIN, G. Introduction. In: **Riverbank Filtration – improving source-water quality**, v.43, p.1–15, 2003.

RAY, C.; SOONG T. W. D.; ROADCAP G. S., BORAH D. K. “Agricultural chemicals: Effect on wells during floods”. **Journal American Water Works Association**, v.90, n.7, p.90-100, 1998.

RAY, C.; SOONG, T. W.; LIAN, Y. Q.; ROADCAP, G. S. Effect of flood-induced chemical load on filtrate quality at bank filtration sites. *J. Hydrol.*, v.266, n.3-4, p.235-258, 2002.

REASSOM, R.; SOONG, ES.; FITZGERALD, J.; TURCZYNOWICZ, L.; EL SAADI, O.; RODER, D.; MAYNARD, T. & FALCONER, (1994). Health effects of toxic cyanobacteria (blue-green algae). National Health and Medical Research Council, Australian Government Publishing Service, Canberra. Apud: Fitzgerald, D.J.; Cunliffe, D.A. & Burch, M.D. (1999). Development of health alerts for cyanobacteria and related toxins in drinking water in South of Australia. **Environmental Toxicology**, 14:203-209.

RIDASCREEN, R-Biopharm, Alemanha. Disponível em: [www.r-biopharm.com](http://www.r-biopharm.com) . Acesso em: 04 de julho de 2003.

RINEHART, K.L.; NAMIKOSHI, M. & CHOI, B.M. (1994). Structure and biosynthesis of toxins from blue-green algae (cyanobacteria). **Journal of Applied Phycology**, 6: 159-176.

ROBINSON, T. (1981). The biochemistry of alkaloids. 2<sup>o</sup>d Edition, **Springer-Verlag**.

RODRIGUE, D.C.; ETZEL, R.A.; HALL, S.; de Porras, E.; VELASDUEZ, O.H.; TAUXE, R.V.; KILBOURNE, E.M. & BLAKE, P.A. (1990). Lethal paralytic shellfish poisoning in Guatemala. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 42(3): 267- 271. Aprrd: Fitzgerald, D.J.; Cunlife, D.A. & Burch, M.D. (1999). De velopment of health alerts for cyanobacteria and related toxins in drirakirzg ri,aler in South ofAustralia. **Environmental Toxicology**, 14:203-209.

ROSITANO, J.; NICHOLSON, B. C.; BURCH, M. D. Destruction of Cyanobacterial Peptide hepatotoxins by chlorine and chloramines. **Water Research**, 28(8): 1297-300, 1994.

ROSITANO J., NICHOLSON B. C. AND PIERONNE P. (1998) Destruction of cyanobaeterial toxins by ozone. **Sci. Engng.**, 20: 223-238.

SAKER, M.L.; THOMAS, A.D. & NORTON, J.H. (1999). Cattle mortafy attributed to the toxic cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* in a Outback Region of North Queensland. **Environment Toxicology**, 14:179-1182.

SÁNCHEZ, A.; GALLARDO, O. & SILVA, S. (1999). Red tide outbreaks and management in Venezuela. Harmful Algae Management and Mitigation Conference, Subic Bay, Philippines, 10-14may1999. Apud: Fitzgerald, D.J.; Cunlife, D.A. & Burch, M.D. (1999). Development of health alerls for cyanobacteria and relcrted toxins iri drijaking yvater in South of Anstralia. **Environmental Toxicology**, 14:203-209.

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

SATO, S.; SAKAY, R. & KODAMA, M. (2000). Identification of thioether intermediates in the reductive transformation of gonyautoxins into saxitoxins by thiols. **Bioorganic & Medicinal Chemistry Letters**, 10: 1787-1789.

SCHIJVEN, J. **Virus removal from groundwater by soil passage**. Modelling, field and Laboratory experiments. Disponível em: [Http://www.hyd.citg.tudelft.nl/jackth.htm](http://www.hyd.citg.tudelft.nl/jackth.htm). Acesso em 02 de fevereiro de 2002.

SCHIJVEN, J. F.; BERGER, P.; MIETTINEN. I. **Bank Filtration for Water Supply**; Ray, C., Ed.; Kluwer Academic Publishers: Norwell, MA, in press, 2002.

SCHIJVEN, J. F.; G.J. MEDENA, A.J. VOGELAAR, and HASSANIZADEH S. M. Removal of microorganisms by deep well injection. **Journal of Contaminant Hydrology**, v.44, p.301–327, 2000.

SCHIJVEN, J. F.; HOOGENBOEZEM W.; HASSANIZADEH S. M.; PETERS J. H. Modeling removal of bacteriophages MS-2 and PRD-1 by dune recharge at Castricum, the Netherlands. **Water Resources Research**, v.35, p.1101–1111, 1999.

SCHMIDT C. K.; LANGE F. T.; SACHER F.; BAUS C.; BRAUCH H-J.; Assessing the fate of organic micropollutants during Riverbank filtration utilizing field studies and laboratory test systems, **Geophysical Research Abstracts**, v.5, p.85-95, 2003.

SCHUBERT, J. Hydraulic aspects of riverbank filtration - field studies. **J. Hydrol**, v.266, n.3-4, p.145-161, 2002.

SCHWARZENBACH, R. P.; GIGER, W.; HOEHN, E.; SCHNEIDER, J. K. Behavior of organic compounds during infiltration of river water to groundwater: Field studies. **Environmental Science and Technology**, v.17, p.472-479, 1983.

SCHWARZENBACH, R. P; GSCHWEND, P.M.; IMBODEN, D.M. (2003). **Environmental Organic Chemistry**, 2 Edição, USA, 275 – 330 p.

SENS, M. L.; DALSSASSO, R. L.; MELO FILHO, L.C.; MONDARDO, R. I.; SIMIONI, D.; BÖEL, H. e EMMENDOERFTER, M. (2002). **Relatório de Atividades – PROSAB - Edital 3 – Tema I**.p.22.

SENS, M. L.; MELO FILHO, L. C.; MONDARDO, R. I.; PROENÇA, L. Efficiency of ozonation as pré-or post- treatment to the direct descent filtration for the removal of cyanobacteria and saxitoxins. In: Conferência Internacional: Dela acción local a las metas globales - AGUA 2005, 2005, Santiago de Cali, Colombia. **Anais...** Santiago de Cali, CD-ROM.

SENS, M.L.; DALSSASSO, R.L.; MONDARDO, R.I.; MELO FILHO, L.C. (2006). Filtração em margem. In: **Pádua, V.L. (coord). Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano.** Rio de Janeiro: ABES- Prosab 4, 173-236p.

SHAW, G.H.; SEAWRIGHT, A. A.; MOORE, M.R. & LAM, P.K.S. (2000). Cylindrospermopsin, a cyanobacterial alkaloid: evaluation of its toxicologic activity. **Therapeutic Drug Monitoring**, 22(1): 89-92.

SHIMIZU, Y. & YOSHIOKA, M. (1981). Transformation of paralytic shellfish toxins as demonstrated in scallop homogenates. **Science**, 212: 527-549.

SHIMIZU, Y. (1988). The chemistry of paralytic shellfish toxins. In: Tu, A.T. (Ed.). **Handbook of natural toxins: Marine toxins and products**. New York: Maree Dekker, Inc., 63-85.

SHIMIZU, Y. (1993). Microalgal metabolites. **Chemical Reviews**, 93(5): 1685-1698.

SHIMIZU, Y. (1984). Paralytic shellfish poisons. In: Herz, W.; Grisebach, H. & Kirby, G.W. (Eds.). **Progress in the chemistry of natural products**. Wien-Springer-Verlag. New York, 236-264.

SILVEIRA, A. **Remoção de algas da água da Lagoa do Peri através de filtração direta descendente com pré-filtração mecânica em micropeneiras**. Florianópolis, 2003. 117 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina.

- SIVONEN, K. (1990). Effects of light, temperature, nitrate, orthophosphate, and bacteria on growth of and hepatotoxin production by *Oscillatoria agardhii* strains. *App. Environ. Microbiol.*, 56, 2658-2666.
- SIVONEN, K. & JONES, J. (1998). Cyanobacterial toxins. In: Chorus, I. & Bartram, J. (Eds). **Ióxic cyanobacteria in water: A guide to public health significance, monitoring and management**. E & FN Spon, London, 41-91.
- SMAYDA, T.J. (1997). Harmful algal blooms: their ecophysiology and general relevance to phytoplankton blooms in the sea. **Limnology Oceanography**, 42: 1137-1153.
- SOARES, P. S. MOREIRA; Y.; FREIRE, L.; CARVALHO, D. D. Cetem (centro de Tecnologia Mineral) (Org.). **Série Tecnologia Ambiental: Transporte de metais pesados no solo no contexto da disposição de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro: Cetem, 2005. 29p. Relatório. Disponível em: <[www.cetem.gov.br/publicação/cetem\\_sta\\_33.pdf](http://www.cetem.gov.br/publicação/cetem_sta_33.pdf)>. Acesso em: 22 março 2006.
- SOMMER, H. & MEYER, K.F. (1937). **Paralytic shellfish poison\_ Archives of Pathology**, 24(5): 560-598.
- SONTHEIMER H. Experiences with riverbank filtration along the Rhine River, **Journal AWWA**, v.72, p.386-390, 1980.
- STAL, L.J (2000) .Cyanobacterial Mats and Stromatolites. In: Whitton BA, Potts M (eds.), *The Ecology of Cyanobacteria*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp. 61-120.
- STATSOFT (2004), Inc. **STATISTICA (data analysis software system)**. Version 7. 2004. [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com).
- SULLIVAN, M.; IWAOKA, W.T. & LISTON, J. (1983). Enzymatic transformation of PSP toxins in the Littleneck Clam (*Protothaca staminea*). **Biochemical and Biophysical Research Communications**, 114: 465-472.
- TANGERINO, E. P.; CAMPOS, L. C.; BRANDÃO, C. C. S. Filtração Lenta (2006). In: **PÁDUA, V. L. (coord.)**. *Contribuição ao Estudo da Remoção de Cianobactérias e Microcontaminantes Orgânicos por meio de Técnicas de Tratamento de Água para Consumo Humano*. Rio de Janeiro. ABES, p.237-334.
- TERAO, K.; OHMORI, S.; IGARASHI, K.; OHTANI, I.; WATANABE, M.F.; HARADA, K.I.; ITO, E. & WATANABE, M. (1994). Electron microscopic studies on experimental poisoning in mice induced by cylindrospermopsin isolated from blue-green alga *Lyngbyella natans*. **Toxicon**, 32(7): 833-843.
- TERLAU, H.; HEINEMANN, S.H.; STÜHMER, W.; PUSCH, M.; CONTI, F.; IMOTO, K. & NUMA, S. (1991). Mapping the site of block by tetrodotoxin and saxitoxin of sodium channel II. **FEBS Letters**, 293: 93-96.

THE Merck Index. (1996). Public Merck Research Laboratories. 12<sup>o</sup> Edition, 1441 World Health Organization - WHO. (1998). Guidelines for safe recreational-water environments: **Coastal and Fresh-waters**. Vol. 1: 125-148.

TODD, D. K. **Ground Water Hydrology**, Wiley, New York, 1967, 336p.

TODD, D. K. **Hidrologia de Águas Subterrâneas**. Tradução por: Araken Silveira e Evelyn Bloem Souto Silveira. Rio de Janeiro: Edgard Blucher, 1967, 319 p.

TREWEEK, G.P. (1979). Optimization of flocculation time prior to direct filtration. **Journal AWWA**, vol. **71 n.2**, p. 96 – 101, Feb.

TUFENKJI, N.; RYAN, J. N.; ELIMELECH, M. (2002) The Promise of Bank Filtration. **EST**, **November 1**, 423A-428A.

TSUJI K., WATANUKI T., KONDO F., WATANABE M. F., SUZUKI S., NAKAZAWA H., SUZUKI M., UCHIDA H. AND HARADA K. I. (1995) Stability of microcystins from cyanobacteria-II: effect of UV light on decomposition and isomerisation. **Toxicon**.**32**, 1619-1631.

VAITOMAA, J. Fate of blue-green algae and their hepatotoxins during infiltration – Experiments with soil and sediment columns. The Finnish Environment, 174, **The Finnish Environment Institute**, Helsinki, Finland, 1998.

VAN EGMOND, H.P.; AUNE, Y.; LASSUS, P.; SPEIJERS, G.J.A. & WALDOCK, M. (1993). Paralytic and diarrhetic shellfish poisons: Occurrence in Europe, toxicity, analysis and regulation. **Journal of Natural Toxins**, 2(1): 41-83. Apzd: Lehane, L. (2000). Pcu-alytic Shellfish Poisoning: A review. National Office of Animal and Plant Health, Agriculture, Fisheries and Forestry. Australia, Canberra. 56 pp.

VERSTRAETEN, I. M.; THURMAN, E. M.; LINDSEY, M. E.; LEE, E. C.; SMITH, R. D. Changes in concentrations of triazine and acetamide herbicides by bank filtration, ozonation, and chlorination in a public water supply. **J. Hydrol.**, v.266, n.3-4, p.190-208, 2002.

VERSTRAETEN, I.M.; CARR J. D.; STEELE G. V.; THURMAN E. M.; BASTIAN K. C.; DORMEDY D. F. Surface water – ground water interaction: Herbicide transport into municipal collector wells. **Journal of Environmental Quality**, v.28, p.1396–1405, 1999.

VIANNA, M. D. B.; BRANCO, W. C. **Efeito do cloro residual em Algas Chlorella vulgaris**. 8<sup>o</sup> Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, Rio de Janeiro, 1975.

WALSBY, A.E (1987) Mechanisms of buoyancy regulation by planktonic cyanobacteria with gas vesicles. In: Fay P, Van Baalen C (ed.), The Cyanobacteria. Elsevier, Amsterdam, pp. 377-414.

WANG, J. riverbank filtration case study at Louisville, Kentucky. Riverbank filtration: Improving source-water quality, C. Ray, G. Melin, and R. B. Linsky, eds., Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, **The Netherlands**, 2002.

WANG, J.; SONG, S.; HUBBS, S. Particle removal through riverbank filtration process. Proceedings, International Riverbank Filtration, Conference. W. Julich and J. Schubert, eds, Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet (IAWR), Amsterdam, **The Netherlands**, p.127-138, 2001.

WANG, W.; SQUILLACE, P. Herbicide interaction between a stream and an adjacent alluvial aquifer. **Environmental Science and Technology**, v.28, p.2336-2344, 1994.

WORCH, E.; GRISCHEK, T.; BÖRNICK, H.; EPPINGER, P.(2002). Laboratory tests for simulating attenuation processes of aromatic amines in riverbank filtration. **J. Hydrol.**, v.266, n.3-4, p.259-268.

WHO – World Health Organization (1999). **Guidelines for drinking-water quality – Addendum to volume 1**. WHO, Geneva, 2a. Edição, 36p.

YASSUDA, E. R.; NOGAMI, P. S. Captação de Água Subterrânea. Cetesb - Companhia Estadual de Tecnologia de Saneamento Básico (Comp.). **Técnica de Abastecimento e Tratamento de Água**: Abastecimento de Água. 2. ed. São, Paulo: Cetesb, v. I, cap. 5, p.135-204, 1978.

YUNES J. S.; CUNHA N. T.; BARROS L. P.; PROENÇA L. A. O.; MONSERRAT J. M. Cyanobacterial Neurotoxins from Southern Brazilian Freshwaters. **Comments on Toxicology**, v.9, p.103-115, 2003.

YUNES, J.S.; CUNHA, N.T.; CONTE, S.M.; RABELO, I.M.M.; GIORDANE, A.T.; BENDATTI, M.M.; MAIZOVANE, C.M.; GRANADA, G.L. & HEIN, R.P. (2000). Programa AGUAAN -- Agilização do Gerenciamento e Utilização de Águas com Algas Tóxicas. Irz: **Anais do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Porto Alegre, RS. Brasil, 273-274.

YUNES, J.S.; CUNHA, N.T.; PROENÇA, L.A.O.; BARROS, L.P. & MONSERRAT, J.M. (2003) Cyanobacterial neurotoxins from Southern Brazilian freshwaters. **Comments on Toxicology**, 9(2): 103-115.

YUNES, J.S.; MATTHIENSEN, A.; PARISE, M.; SALOMON, P.S.; BEATTIE, K.A.; RAGGET, S.L. & CODD, G.A. (1998). Microcystis aeruginosa colony-status and the occurrence of microcistins in the Patos Lagoon, Southern Brazil. In: Reguera, B.; Blanco, J.; Fernández, M.L. & Wyatt, T. (Eds.). Harmful Algae. **Xunta de Galicia and IOC of UNESCO Publishers**: 18-21.

YUNES, J.S.; NIENCHESKI, L.F.H.; SALOMON, P.S.; PARISE, M.; BEATTIE, K.A.; RAGGET, S.L. & CODD, G.A. (1994). Development and toxicity of cyanobacteria in the Patos Lagoon Estuary, **Southern Brazil**: Taller regional de plantificación científica sobre floraciones algales tóxicas. Informes de reuniones de trabajo n° 101, Anexo III, IOC of UNESCO: 14-19.

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

ZIEGLER, D.; HARTIG, C.; WISCHNACK, S.; JEKEL, M. **Organic substances in partly closed watr cycles**. In: Dillon, P. (Ed.) Management of aquifer recharge for sustainability. Balkema Publ., Lisse, Abingdon, Exton, **Tokyo**, p.161-167, 2002.



## **APÊNDICE A – PRIMEIRA ETAPA**

A.1 - Características da água do manancial Lagoa do Peri (Água I), da Filtrada em Margem (Água II) e de Estudo (Água III)

A.2 - Controle da mistura da água da Lagoa do Peri com a água Filtrada em margem

A.3 - Avaliação estatística da qualidade das águas - Análise Inferencial (teste de Tukey)

### A.1 - Características da água do manancial Lagoa do Peri (Água I), da Filtrada em Margem (Água II) e de Estudo (Água III)

Tabela A.1.1 – Parâmetros analisados para a caracterização da água bruta do manancial Lagoa do Peri.

Mês/ano	06/04	07/04	08/04	09/04	10/04	11/04	12/04	01/05	02/05	03/05	04/05	05/05	06/05	07/05	08/05	09/05	10/05	11/05	12/05	
<b>PARÂMETROS</b>																				
Temperatura (°C)	20	19	19,5	21	29	29	29,2	27,3	25,3	27,4	22,4	23,7	18	19	22,5	20,1	22,9	23	26	
pH	6,4	6,57	7,77	7,56	7,2	6,62	6,73	7,46	7,00	7,33	6,66	7,31	7,30	6,79	7,16	7,6	7,66	7,72	6,83	
Turbidez (uT)	6,51	6,05	4,67	4,8	5,30	3,64	5,64	5,23	4,83	7,22	6,60	5,39	7,09	6,37	6,94	5,45	5,48	4,92	5,10	
Cor verdadeira (uH)	6	7	9	9	9	10	11	11	8	4	2	ND	ND	8	8	15	7	6	8	
Cor aparente (uH)	68	70	68	69	61	45	49	72	60	75	84	38	71	90	80	82	67	54	82	
Condutividade (µS/cm)	64	68	70	72	70	68	78	80	82	78	60		72	66	71	70	56	78	70	
Cloretos (mg/L)	17,2	18,1	22	22,3	21,7	18,1	17,5	17,8	17,3	18,3	17,3	16,7	17,4	18,6	17,5	15,9	16,2	17,1	17,8	
Dureza Total (mg/L)	10,6	11	16,3	16,7	16,2	9,8	10	11,7	9,2	11,2	10,9	10	11,1	10,5	10	9,0	11,9	10,7	10,8	
Alcalinidade Total (mg/L)	7,3	7,1	7,5	7,7	7,5	7,6	7,9	8,9	9,2	11,3	8,9	7,9	8,5	8,9	7,0	6,4	7,4	7,7	7,9	
STD (mg/L)	33	34	35	36	35	34	39	40	41	39	30		36	33	50	35	28	39	35	
Ortofosfato (mg/L)	0,06	0,05	0,04	0,05	0,05	0,04	0,07	0,04	0,03	0,03	0,25	0,16	0,03	0,01	0,02	0,02	0,03	0,04	0,05	
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	
OD (mg/L)	6,7	6,4	5,5	5,2	5,4	5,7	7,4	7,0	7,5	7,5	7,3	7,4	7,7	8,0	6,8	7,0	7,3	6,5	7,2	
Absorbância UV 254 nm	0,103	0,101	0,104	0,129	0,126	0,115	0,145	0,118	0,111	0,106	0,150	0,129	0,105	0,101	0,109	0,140	0,104	0,105	0,105	
COT (mg/L)	6,2	6,1	6,7	7,9	7,7	7,5	8,6	7,6	7,4	6,9	8,7	7,8	7,5	6,0	7,2	8,2	6,5	6,7	6,9	

ND = Não detectado

**Tabela A.1.2** – Monitoramento do fitoplâncton na água do manancial Lagoa do Peri no período da investigação experimental (fevereiro de 2005 a maio de 2008)

<b>Data- mês/ano</b>	<b>Cylindrospermopsis raciborskii (Céls/mL)</b>	<b>Cianobactérias (Céls/mL)</b>	<b>Fitoplâncton Total (Céls/mL)</b>
fev/05	587158	1594530	1604043
mar/05	904272	1138638	1145417
abr/05	1770513	1804790	1840461
mai/05	1656363	1708266	1715994
jun/05	1357696	1390335	1405468
jul/05	1064213	1092208	1107557
ago/05	1390125	1138638	1439831
set/05	1328943	1501356	1807487
out/05	943468	1042588	1070688
nov/05	957780	1143259	1162643
dez/05	1351608	1644846	1654600
jan/06	775511	838522	856596
fev/06	685137	707016	717004
mar/06	840190	908200	923480
jan/07	863582	880986	893850
fev/07	1275625	1363497	1395007
mar/07	1047324	1086325	1105114
abr/07	828795	868033	882114
mai/07	876825	918912	938002
jun/07	343200	362560	370320
jul/07	238800	249840	261440
ago/07	131520	165360	179360
set/07	145760	204640	339120
out/07	207623	427105	445081
nov/07	357527	456291	763053
jan/08	724246	734191	749107
fev/08	957780	1143259	1162643
mar/08	775511	838522	856596
abr/08	685137	707016	717004
mai/08	1357696	1390335	1405468

**Tabela A.1.3 - Parâmetros analisados para a caracterização da água filtrada em margem (Água II).**

Mês/ano		01/05	02/05	03/05	04/05	05/05	06/05	07/05	08/05	09/05	10/05	11/05	12/05
<b>PARÂMETROS</b>													
Temperatura	(°C)	19,8	22	25,8	18	18,6	24,4	19	20,1	20,4	23,2	23	22,9
pH		7,51	7,9	5,76	7,30	8,07	7,83	7,88	7,52	7,88	8,07	7,81	7,68
Turbidez	(uT)	0,64	0,26	0,53	0,40	0,32	0,22	0,33	0,45	0,41	0,39	0,29	0,62
Cor verdadeira	(uH)	5	6	7	9	ND	ND	2	6	8	2	2	5
Cor aparente	(uH)	10	14	11	21	ND	ND	8	13	14	8	8	14
Condutividade	(µS/cm)	232	210	202	224	240	230	224	218	216	234	224	212
Cloretos	(mg/L)	20	18	15,4	24,1	26	19,7	18,1	16,8	16,1	16,4	18,1	19
Dureza Total	(mg/L)	82	80	78	81,5	85	74,3	89	80	78,8	92	87	80,6
Alcalinidade Total	(mg/L)	92,1	90	86,3	91,1	92	84,9	93	96	79,6	94	92,6	86,1
STD	(mg/L)	116	105	101	112	120	115	112	109	108	117	112	106
Ortofosfato	(mg/L)	0,64	0,51	0,66	0,42	0,43	0,49	0,38	0,64	0,38	0,50	0,36	0,48
Nitrato	(mg/L)	0,7	0,5	0,8	1,0	1,7	0,8	1,8	1,6	0,9	2,0	1,9	1,2
OD	(mg/L)	2,0	1,9	2,1	2,3	2,9	2,9	2,8	2,1	2,9	2,5	2,8	2,6
Absorbância UV 254 nm		0,067	0,073	0,068	0,078	0,060	0,059	0,063	0,069	0,075	0,057	0,065	0,070
COT	(mg/L)	1,8	2,3	2,1	2,6	1,5	1,5	1,6	2,2	2,4	1,4	1,6	2,2
Fitoplâncton Total	(cél/mL)	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A

**A = ausente**

## A.2 - Controle da mistura da água da Lagoa do Peri com a água Filtrada em margem

**Tabela A.2.1 – Resultados dos ensaios para a determinação da percentagem da mistura (água de Estudo- Água III)**

Água da Lagoa do Peri (%)	Água filtrada em margem – Poço (%)	Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)	pH
0	100	0	0,33	7,67
5	95	4	0,64	7,53
10	90	10	0,93	7,68
15	85	15	1,16	7,74
20	80	16	1,35	7,73
30	70	19	1,75	7,78
40	60	22	2,53	7,81
50	50	30	2,68	7,76
60	40	39	3,03	7,75
70	30	46	3,79	7,74
80	20	50	4,29	7,69
90	10	58	4,65	7,67
100	0	61	6,06	7,75

### A.3 - Avaliação estatística da qualidade das águas - Análise Inferencial (teste de Tukey)

**Tabela A.3.1 - Testes das médias (Teste de Tukey) dos parâmetros para as três águas**

Variáveis	Tratamento	n	Média	Desvio Padrão	Erro Padrão	Valor p	
Temperatura	Agua I	19	23,4	3,7	0,9	I - II	0,3138
	Agua II	11	21,6	2,5	0,8	II - III	0,8030
	Agua III	5	22,7	1,9	0,9	I - III	0,9009
	<b>Geral</b>	35	22,7	3,2	0,5		
pH	Agua I	19	7,1	0,4	0,1	I - II	0,0417
	Agua II	12	7,6	0,6	0,2	II - III	0,8893
	Agua III	5	7,7	0,3	0,1	I - III	0,0628
	<b>Geral</b>	36	7,4	0,5	0,1		
Turbidez	Agua I	19	5,6	0,9	0,2	I - II	0,0001
	Agua II	12	0,4	0,1	0,0	II - III	0,0315
	Agua III	5	1,4	0,3	0,1	I - III	0,0001
	<b>Geral</b>	36	3,3	2,6	0,4		
Cor verdadeira	Agua I	19	7,3	3,8	0,9	I - II	0,2088
	Agua II	12	21,2	37,4	10,8	II - III	0,4390
	Agua III	5	6,8	3,1	1,4	I - III	0,9991
	<b>Geral</b>	36	11,8	22,2	3,7		
Cor aparente	Agua I	19	67,6	13,8	3,2	I - II	0,0002
	Agua II	12	26,9	34,8	10,0	II - III	0,9059
	Agua III	5	21,8	6,7	3,0	I - III	0,0010
	<b>Geral</b>	36	47,7	30,7	5,1		
Condutividade	Agua I	18	70,7	6,8	1,6	I - II	0,0001
	Agua II	12	222,2	11,0	3,2	II - III	0,0222
	Agua III	5	205,2	22,3	10,0	I - III	0,0001
	<b>Geral</b>	35	141,9	75,3	12,7		
Cloretos	Agua I	19	18,1	1,8	0,4	I - II	0,6054
	Agua II	12	19,0	3,2	0,9	II - III	0,6253
	Agua III	5	17,8	1,3	0,6	I - III	0,9581
	<b>Geral</b>	36	18,4	2,3	0,4		
Dureza Total	Agua I	19	11,5	2,3	0,5	I - II	0,0001
	Agua II	12	82,4	5,0	1,4	II -	0,0001

						III	
	Agua III	5	67,0	11,2	5,0	I - III	0,0001
	<b>Geral</b>	36	42,8	34,3	5,7		
Alcalinidade Total	Agua I	19	8,0	1,1	0,2	I - II	0,0001
	Agua II	12	89,8	4,7	1,3	II - III	0,0001
	Agua III	5	70,8	11,3	5,0	I - III	0,0001
	<b>Geral</b>	36	44,0	39,3	6,6		
STD	Agua I	18	36,2	4,8	1,1	I - II	0,0001
	Agua II	12	111,1	5,5	1,6	II - III	0,0383
	Agua III	5	102,6	11,1	5,0	I - III	0,0001
	<b>Geral</b>	35	71,4	37,3	6,3		
Ortofosfato	Agua I	19	0,06	0,06	0,01	I - II	0,0001
	Agua II	12	0,49	0,11	0,03	II - III	-
	Agua III	0				I - III	-
	<b>Geral</b>	31	0,22	0,23	0,04		
Nitrogênio Amoniacal	Agua I	19	0,00	0,00		I - II	-
	Agua II	0				II - III	-
	Agua III	0				I - III	-
	<b>Geral</b>	19	0,00	0,00			
Nitrato	Agua I	0				I - II	-
	Agua II	12	1,24	0,53	0,15	II - III	-
	Agua III	0				I - III	-
	<b>Geral</b>	12	1,24	0,53	0,15		
OD	Agua I	19	6,82	0,83	0,19	I - II	0,0001
	Agua II	12	2,48	0,39	0,11	II - III	0,2196
	Agua III	5	3,08	0,28	0,12	I - III	0,0001
	<b>Geral</b>	36	4,85	2,21	0,37		
Absorbância	Agua I	19	0,12	0,02	0,00	I - II	0,0001
	Agua II	12	0,07	0,01	0,00	II - III	0,0499
	Agua III	5	0,08	0,00	0,00	I - III	0,0001
	<b>Geral</b>	36	0,10	0,03	0,00		
COT	Agua I	19	7,27	0,80	0,18	I - II	0,0001
	Agua II	12	1,93	0,41	0,12	II - III	0,0001
	Agua III	5	4,22	0,49	0,22	I - III	0,0001
	<b>Geral</b>	36	5,07	2,55	0,43		
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	Agua I	30	880998	435789	79564	I - II	

	Agua II	0				II - III	
	Agua III	5	246005	52438	23451	I - III	0,0030
	<b>Geral</b>	35	790284	461663	78035		
Cianobactérias	Agua I	30	981669	453233	82749	I - II	
	Agua II	0				II - III	
	Agua III	5	319541	53237	23808	I - III	0,0030
	<b>Geral</b>	35	887079	480424	81206		
Fitoplâncton Total	Agua I	30	1030485	459830	83953	I - II	
	Agua II	0				II - III	
	Agua III	5	322668	53691	24011	I - III	0,0019
	<b>Geral</b>	35	929368	493802	83468		



## **APÊNDICE B – SEGUNDA ETAPA**

B.1 - Cálculo da concentração de saxitoxinas: amostras de água coletadas em diferentes quantidade de solo (g)

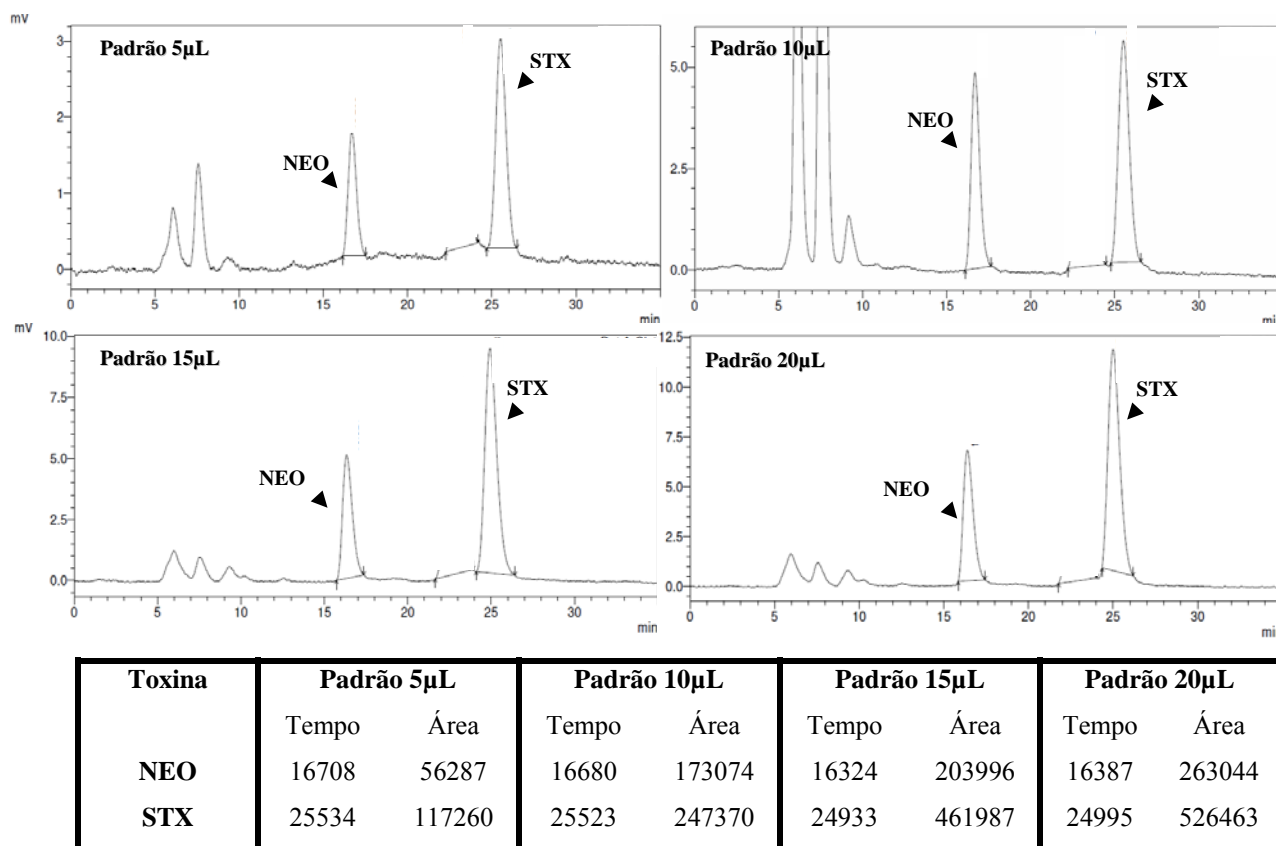
B.2 - Cálculo da concentração de saxitoxinas: amostras de água coletadas nos diferentes pontos distribuídos ao longo das colunas filtrantes ( 5 a 50 dias de percolação)

B.3 - Avaliação estatística das isotermas de adsorção – Análises de regressão

A análise das saxitoxinas, também conhecida como toxinas paralisantes (PSP), foi desenvolvida baseada no método de Oshima (1995) com pequenas modificações. Através do ajuste do método, foi possível a separação e identificação das toxinas Neo-STX, dc-STX e STX, com tempos de retenção entre 15 e 25 minutos; e das toxinas GTX-4, GTX-1, dc-GTX- 3, GTX-5, dc-GTX-2, GTX-3 e GTX-2, com tempos de retenção entre 10 e 35 minutos. Observa-se que foram construídas curvas de calibração para as variantes de saxitoxina identificadas nas amostras. E, além disso, a relação entre a concentração das variantes de saxitoxina e as áreas da fração cromatográfica correspondente mostrou uma boa linearidade. Desta forma, foram obtidas as equações de ajuste das retas a partir das curvas. Assim, através das equações obtidas, foram calculadas as concentrações das saxitoxinas.

Os cromatogramas, as curvas padrão e as concentrações das toxinas serão apresentados a seguir:

**B.1 - Cálculo da concentração de saxitoxinas em amostras de água: água IV (preparada com cultivo da cepa T3 e água MiliQ). A água foi coletada em diferentes quantidade de solo (g) para a determinação das isothermas de adsorção**



**Figura B.1.1** – Cromatogramas dos padrões da saxitoxina e neosaxitoxina – Ensaio1 e Ensaio2

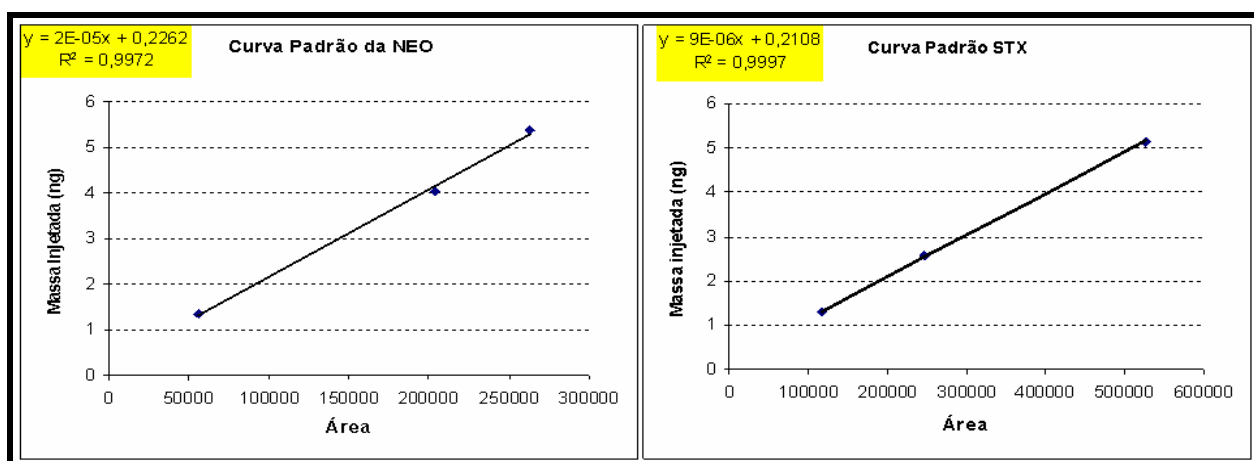
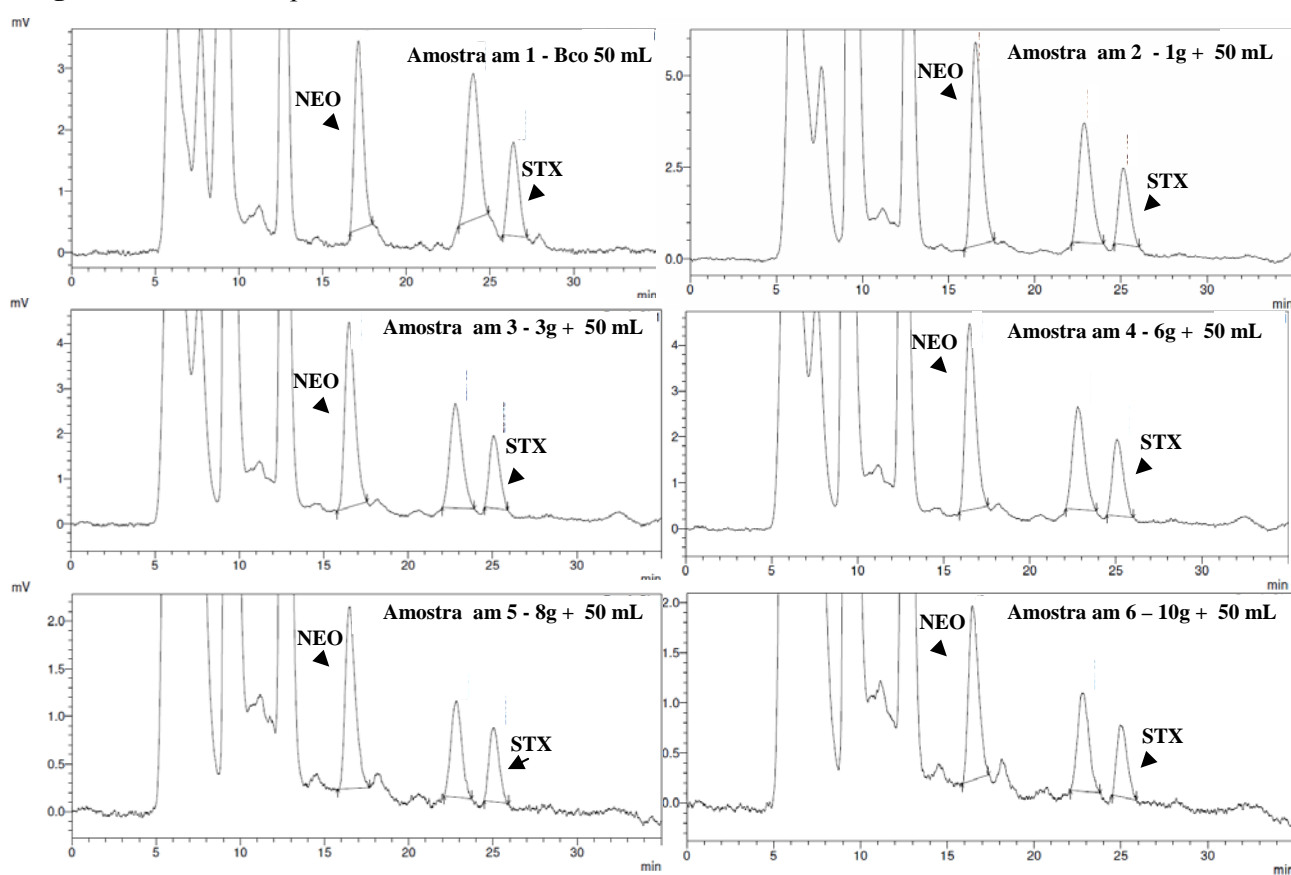


Figura B.1.2 – Curva padrão da saxitoxina e neosaxitoxina – Ensaio 1e Ensaio 2

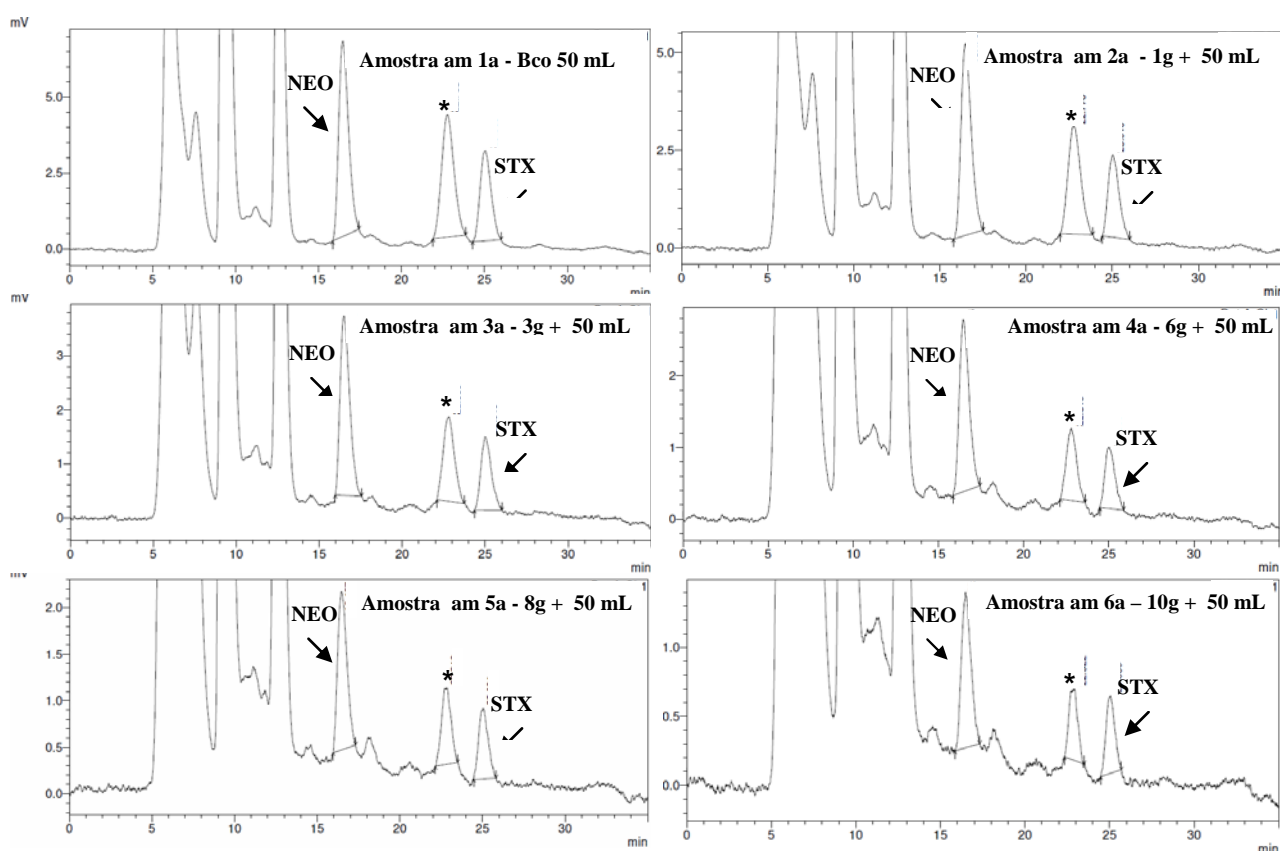


Toxina	Amostra am1		Amostra am2		Amostra am3		Amostra am4		Amostra am5		Amostra am6	
	Tempo	Área	Tempo	Área	Tempo	Área	Tempo	Área	Tempo	Área	Tempo	Área
NEO	16857	233339	16497	172699	16485	98675	16491	79637	16446	70041	16468	44754
STX	25803	155066	25135	89694	25048	66913	24999	38752	25031	31737	24962	29921

Figura B.1.3 – Cromatogramas das amostras do primeiro ensaio para a determinação da adsorção da saxitoxina e neosaxitoxina.

Tabela B.1.1 - Resultados das análises de saxitoxina e neosaxitoxina do Ensaio 1.

NEOSATOXINA	SAXITOXINA
$Y = 2E-05 \times \text{área de pico da amostra} + 0,2262$	$Y = 9E-06 \times \text{área de pico da amostra} + 0,2108$
Amostra am1 $\rightarrow Y = 2E-05 \times 233339 + 0,2262$ $Y = 4,89298 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 48,93\mu\text{g/L}$	Amostra am1 $\rightarrow Y = 9E-06 \times 155066 + 0,2108$ $Y = 1,606394 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 16,06\mu\text{g/L}$
Amostra am2 $\rightarrow Y = 2E-05 \times 172699 + 0,2262$ $Y = 3,68018 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 36,80\mu\text{g/L}$	Amostra am2 $\rightarrow Y = 9E-06 \times 89694 + 0,2108 =$ $Y = 1,018046 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 10,18\mu\text{g/L}$
Amostra am3 $\rightarrow Y = 2E-05 \times 98675 + 0,2262$ $Y = 2,1997 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 21,99\mu\text{g/L}$	Amostra am3 $\rightarrow Y = 9E-06 \times 66913 + 0,2108 =$ $Y = 0,815017 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 8,15\mu\text{g/L}$
Amostra am4 $\rightarrow Y = 2E-05 \times 79637 + 0,2262$ $Y = 1,81894 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 18,19\mu\text{g/L}$	Amostra am4 $\rightarrow Y = 9E-06 \times 38752 + 0,2108 =$ $Y = 0,559568 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 5,59\mu\text{g/L}$
Amostra am5 $\rightarrow Y = 2E-05 \times 70041 + 0,2262 =$ $Y = 1,62702 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 16,27\mu\text{g/L}$	Amostra am5 $\rightarrow Y = 9E-06 \times 31737 + 0,2108 =$ $Y = 0,496433 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 5,0 \mu\text{g/L}$
Amostra am6 $\rightarrow Y = 2E-05 \times 44754 + 0,2262 =$ $Y = 1,12128 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 11,21\mu\text{g/L}$	Amostra am6 $\rightarrow Y = 9E-06 \times 29921 + 0,2108 =$ $Y = 0,476089 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 4,76\mu\text{g/L}$



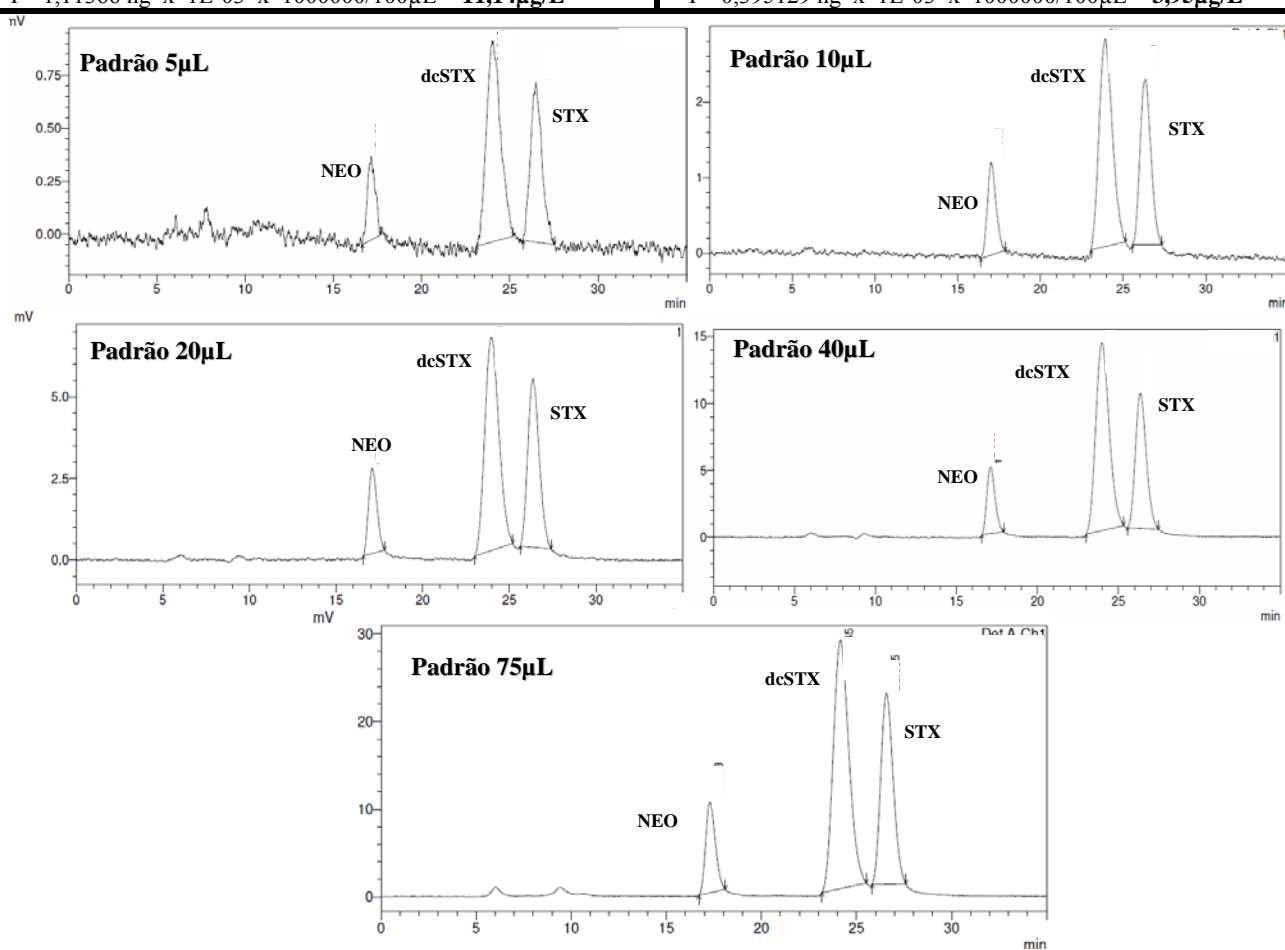
Toxina	Amostra am1a		Amostra am2a		Amostra am3a		Amostra am4a		Amostra am5a		Amostra am6a	
	Tempo	Área	Tempo	Área	Tempo	Área	Tempo	Área	Tempo	Área	Tempo	Área
NEO	16468	264728	16476	205357	16481	133660	16448	97124	16457	66564	16478	44373
STX	25063	136761	25016	93352	25019	59512	25000	35400	25031	30104	25060	20481

\* = toxina não identificada por falta de padrão

Figura B.1.4 - Cromatogramas das amostras do segundo ensaio para a determinação da adsorção da saxitoxina e neosaxitoxina.

Tabela B.1.2 - Resultados das análises de saxitoxina e neosaxitoxina do Ensaio 2.

NEOSATOXINA	SAXITOXINA
$Y = 2E-05 \times \text{área de pico da amostra} + 0,2262$	$Y = 9E-06 \times \text{área de pico da amostra} + 0,2108$
Amostra am1 $\rightarrow Y = 2E-05 \times 264728 + 0,2262$ $Y = 5,52076 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 55,21\mu\text{g/L}$	Amostra am1 $\rightarrow Y = 9E-06 \times 136761 + 0,2108$ $Y = 1,441649 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 14,42\mu\text{g/L}$
Amostra am2 $\rightarrow Y = 2E-05 \times 205357 + 0,2262$ $Y = 4,33334 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 43,33\mu\text{g/L}$	Amostra am2 $\rightarrow Y = 9E-06 \times 93352 + 0,2108 =$ $Y = 1,050968 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 10,51\mu\text{g/L}$
Amostra am3 $\rightarrow Y = 2E-05 \times 133660 + 0,2262$ $Y = 2,8994 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 28,99\mu\text{g/L}$	Amostra am3 $\rightarrow Y = 9E-06 \times 59512 + 0,2108 =$ $Y = 0,746408 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 7,46\mu\text{g/L}$
Amostra am4 $\rightarrow Y = 2E-05 \times 97124 + 0,2262$ $Y = 2,16868 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 21,69\mu\text{g/L}$	Amostra am4 $\rightarrow Y = 9E-06 \times 35400 + 0,2108 =$ $Y = 0,5294 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 5,29\mu\text{g/L}$
Amostra am5 $\rightarrow Y = 2E-05 \times 66564 + 0,2262 =$ $Y = 1,55748 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 15,57\mu\text{g/L}$	Amostra am5 $\rightarrow Y = 9E-06 \times 30104 + 0,2108 =$ $Y = 0,481736 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 4,82\mu\text{g/L}$
Amostra am6 $\rightarrow Y = 2E-05 \times 44373 + 0,2262 =$ $Y = 1,11366 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 11,14\mu\text{g/L}$	Amostra am6 $\rightarrow Y = 9E-06 \times 20481 + 0,2108 =$ $Y = 0,395129 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 3,95\mu\text{g/L}$



Toxina	Padrão 5µL		Padrão 10µL		Padrão 20µL		Padrão 40µL		Padrão 75µL	
	Tempo	Área	Tempo	Área	Tempo	Área	Tempo	Área	Tempo	Área
NEO	17139	12295	17002	44657	17078	89266	17098	173922	17293	366616
dcSTX	24046	53436	23912	153485	23963	373243	23980	811043	24145	1614298
STX	26482	34206	26360	100296	26371	238404	26355	471991	26565	988169

Figura B.1.5 – Cromatogramas dos padrões da saxitoxina, neosaxitoxina e dc-saxitoxina – Ensaio 3

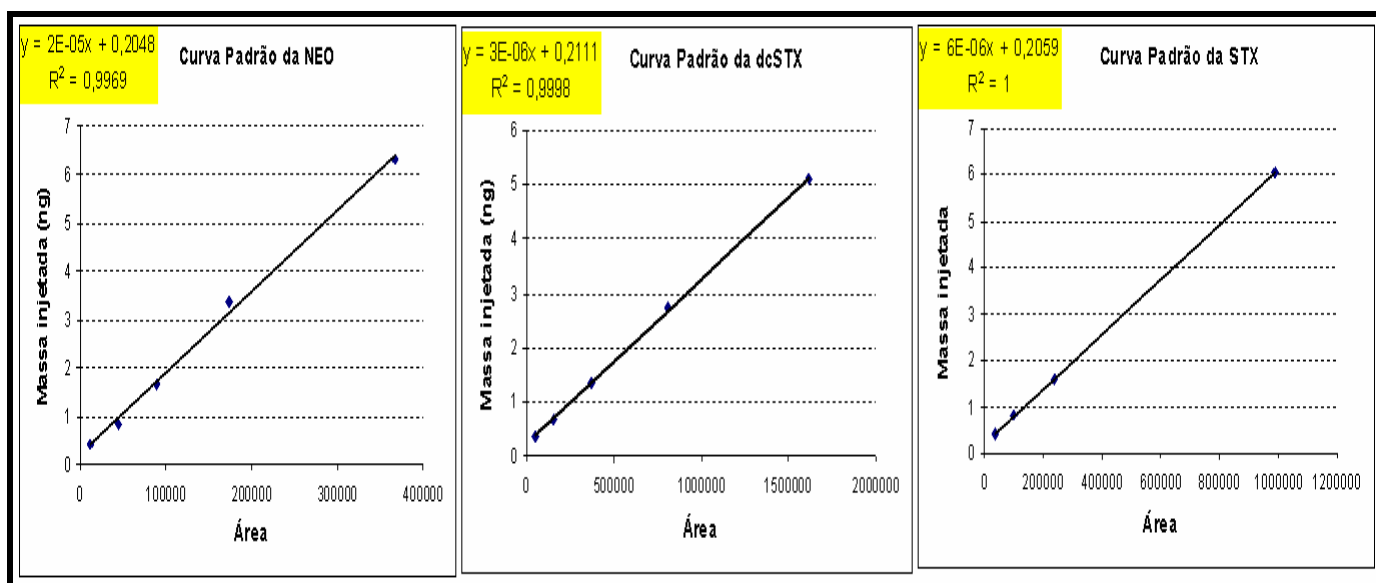
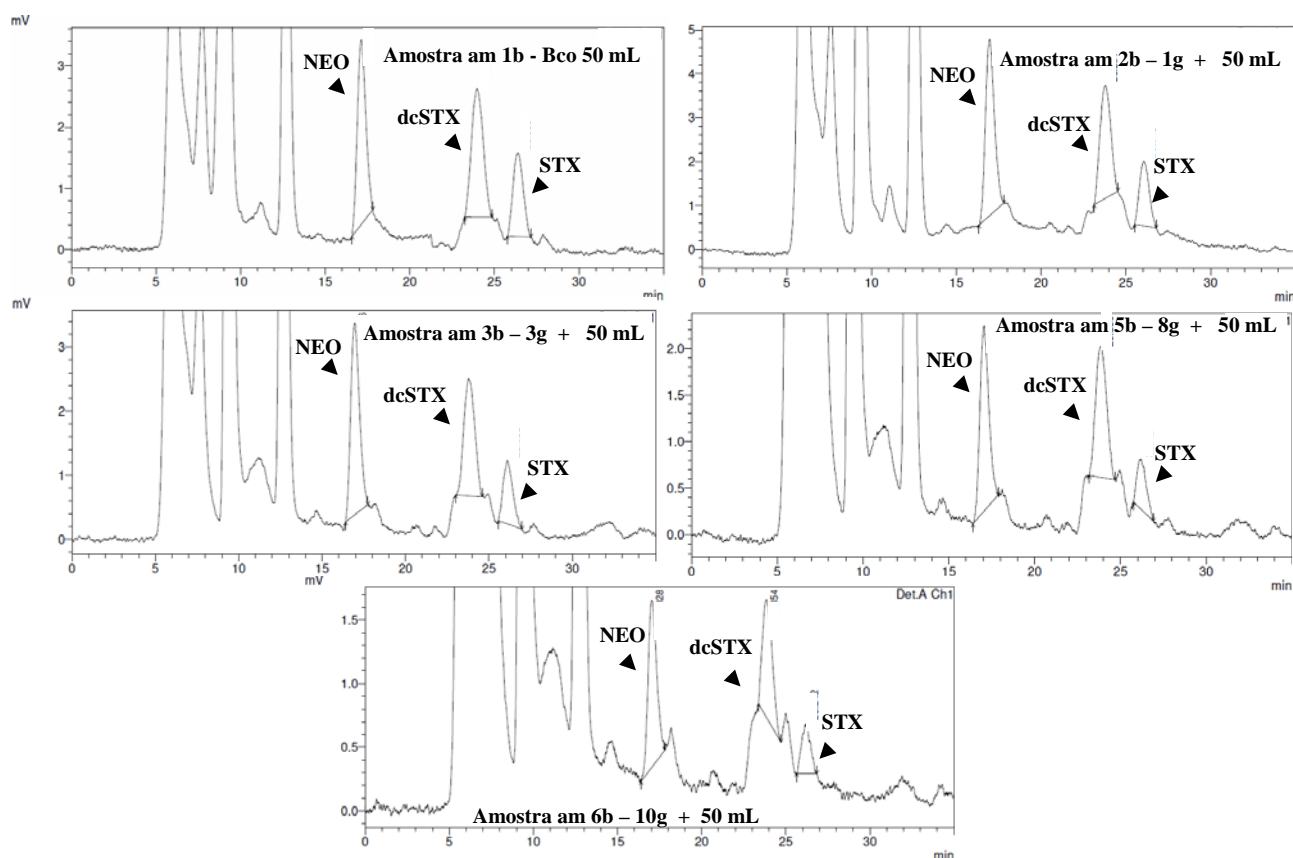


Figura B.1.6 – Curva Padrão da saxitoxina, neosaxitoxina e dc saxitoxina – Ensaio 3.



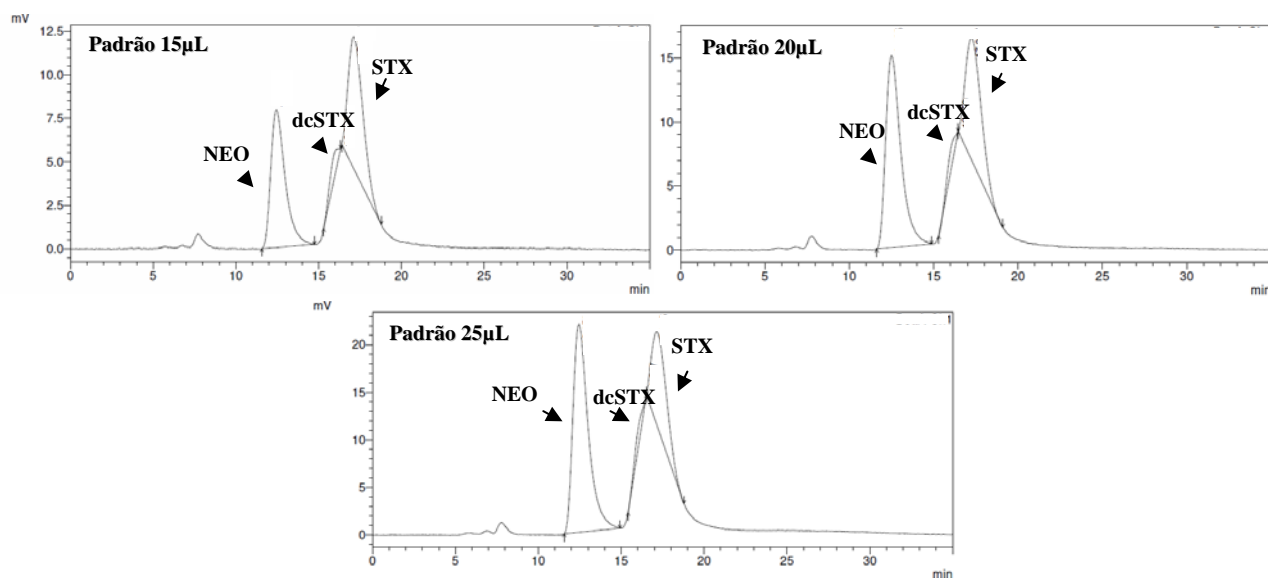
Toxina	Amostra am1b		Amostra am2b		Amostra am3b		Amostra am4b		Amostra am5b		Amostra am6b	
	Tempo	Área	Tempo	Área	Tempo	Área	Tempo	Área	Tempo	Área	Tempo	Área
NEO	17130	105653	16961	147718	16946	109117	-	-	17047	71980	17028	47156
dcSTX	23993	100920	23801	113446	23768	83094	-	-	23885	63065	23854	38208
STX	26383	57173	26048	58410	26099	39513	-	-	26197	20374	26242	14306

Figura B.1.7 - Cromatogramas das amostras do terceiro ensaio para a determinação da adsorção da saxitoxina e neosaxitoxina.

**Tabela B.1.3 - Resultados das análises de saxitoxina e neosaxitoxina do Ensaio 3.**

<b>NEOSATOXINA</b>	<b>SAXITOXINA</b>
<b>Y = 2E-05 x área de pico da amostra + 0,2048</b>	<b>Y = 6E-06 x área de pico da amostra + 0,2059</b>
<b>Amostra am1 →</b> $Y = 2E-05 \times 105653 + 0,2048$ $Y = 2,3179 \text{ ng} \times 1E-03 \times 10^5/50\mu\text{L} = \mathbf{46,36\mu\text{g/L}}$	<b>Amostra am1 →</b> $Y = 6E-06 \times 57173 + 0,2059$ $Y = 0,5489 \text{ ng} \times 1E-03 \times 10^5/50\mu\text{L} = \mathbf{10,98\mu\text{g/L}}$
<b>Amostra am2 →</b> $Y = 2E-05 \times 147718 + 0,2048$ $Y = 3,1592 \text{ ng} \times 1E-03 \times 10^5/100\mu\text{L} = \mathbf{31,59\mu\text{g/L}}$	<b>Amostra am2 →</b> $Y = 6E-06 \times 58410 + 0,2059$ $Y = 0,5564 \text{ ng} \times 1E-03 \times 10^5/100\mu\text{L} = \mathbf{5,56\mu\text{g/L}}$
<b>Amostra am3 →</b> $Y = 2E-05 \times 109117 + 0,2048$ $Y = 2,3871 \text{ ng} \times 1E-03 \times 10^5/100\mu\text{L} = \mathbf{23,87\mu\text{g/L}}$	<b>Amostra am3 →</b> $Y = 6E-06 \times 39513 + 0,2059$ $Y = 0,4429 \text{ ng} \times 1E-03 \times 10^5/100\mu\text{L} = \mathbf{4,43\mu\text{g/L}}$
<b>Amostra am5 →</b> $Y = 2E-05 \times 71980 + 0,2048 =$ $Y = 1,6444 \text{ ng} \times 1E-03 \times 10^5/100\mu\text{L} = \mathbf{16,44\mu\text{g/L}}$	<b>Amostra am5 →</b> $Y = 6E-06 \times 20374 + 0,2059 =$ $Y = 0,3281 \text{ ng} \times 1E-03 \times 10^5/100\mu\text{L} = \mathbf{3,28\mu\text{g/L}}$
<b>Amostra am6 →</b> $Y = 2E-05 \times 47156 + 0,2048 =$ $Y = 1,1479 \text{ ng} \times 1E-03 \times 10^5/100\mu\text{L} = \mathbf{11,48\mu\text{g/L}}$	<b>Amostra am6 →</b> $Y = 6E-06 \times 14306 + 0,2059 =$ $Y = 0,2917 \text{ ng} \times 1E-03 \times 10^5/100\mu\text{L} = \mathbf{2,92\mu\text{g/L}}$

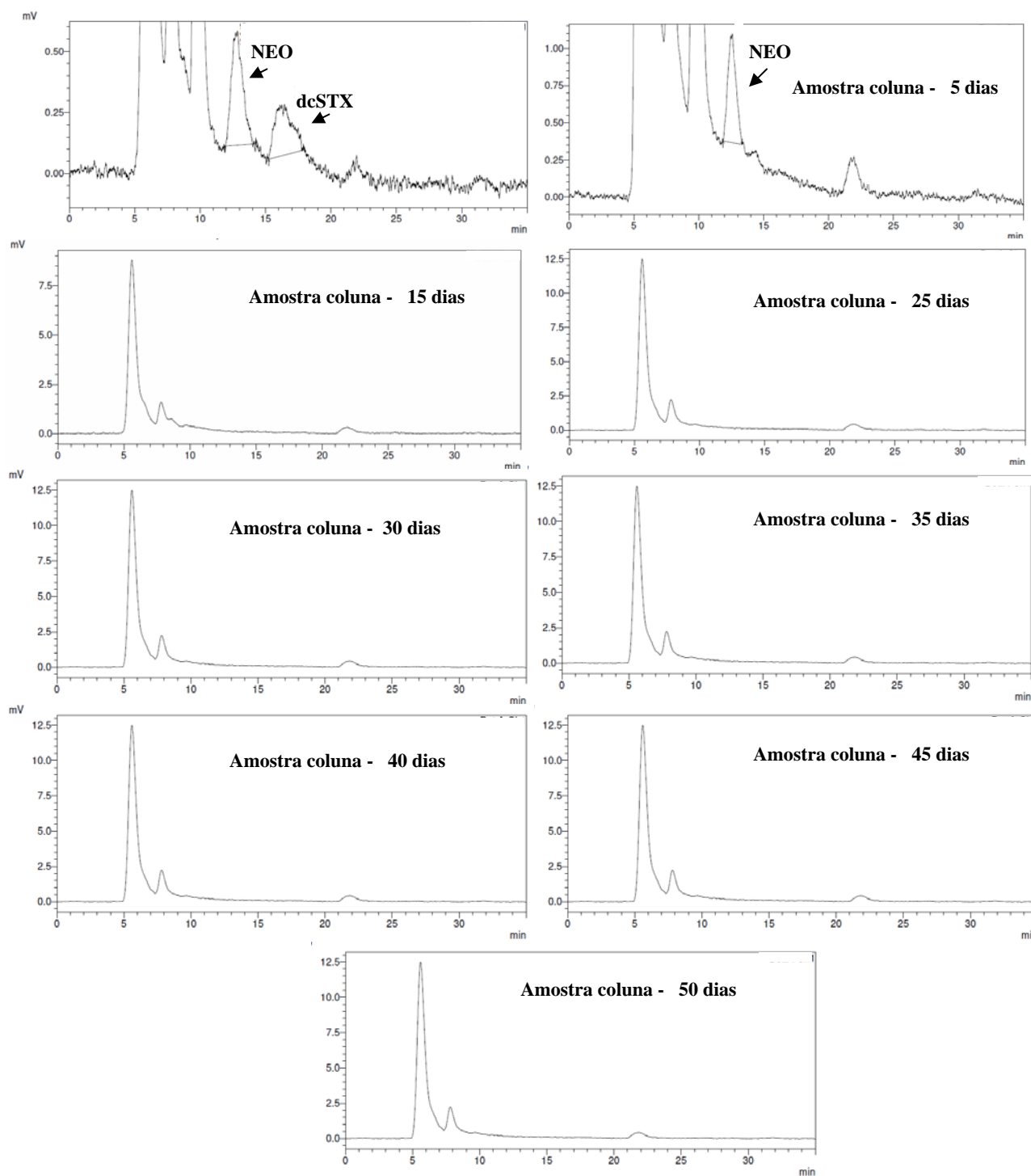
**B.2 - Cálculo da concentração de saxitoxinas em amostras de água coletadas nos diferentes pontos investigados. Os pontos são distribuídos ao longo das colunas filtrantes, nos quais representam o tempo de percurso da água através do solo, que variaram de 5 a 50 dias.**



Toxina	Padrão 15µL		Padrão 20µL		Padrão 25µL	
	Tempo	Área	Tempo	Área	Tempo	Área
NEO	12431	480477	12495	941090	12451	1398596
dcSTX	16325	50371	16450	57755	16517	70004
STX	17127	472603	17237	623624	17125	617591

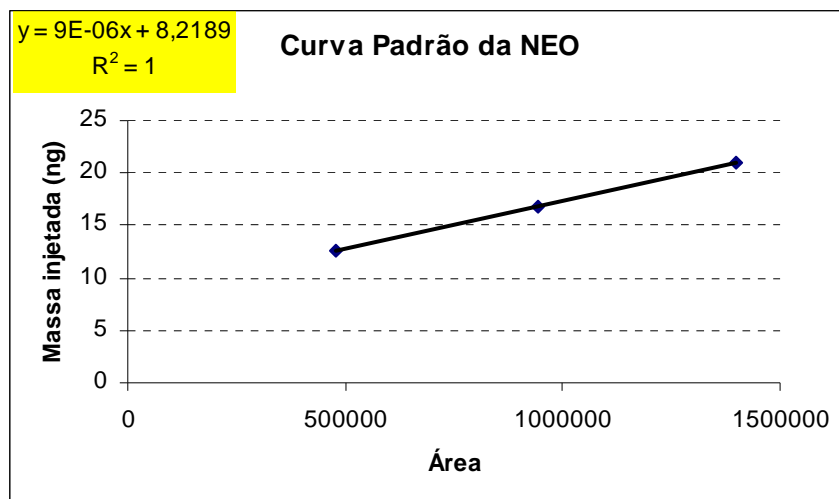
**Figura B.2.1 – Cromatogramas dos padrões da saxitoxina, neosaxitoxina e desaxitoxina- Ensaio 1**





Toxina	Solução de alimentação da coluna		Amostra - 5 dias	
	Tempo	Área	Tempo	Área
NEO	12845	32150	12572	20093
dcSTX	16454	19317	-	-
STX	-	-	-	-

**Figura B.2.2** – Cromatogramas das amostras do primeiro ensaio para a determinação da remoção da saxitoxina, dcsaxitoxina e neosaxitoxina.



$$Y = 9E-06 \times \text{área de pico da amostra} + 8,2189$$

**Amostra – solução de alimentação das colunas**

$$Y = 9E-06 \times 32150 + 8,2189$$

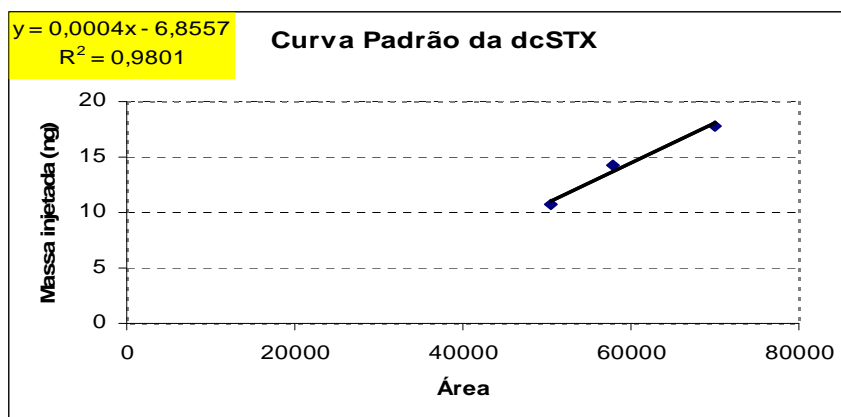
$$Y = 8,50825 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 85,08\mu\text{g/L}$$

**Amostra – 5 dias**

$$Y = 9E-06 \times 20093 + 8,2189$$

$$Y = 8,399737 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 83,99\mu\text{g/L}$$

**Figura B.2.3** – Apresenta o gráfico da curva padrão da NEO e sua concentração encontrada na amostra de água da solução de alimentação e na amostra de água da coluna após 5 dias de percolação- Ensaio 1



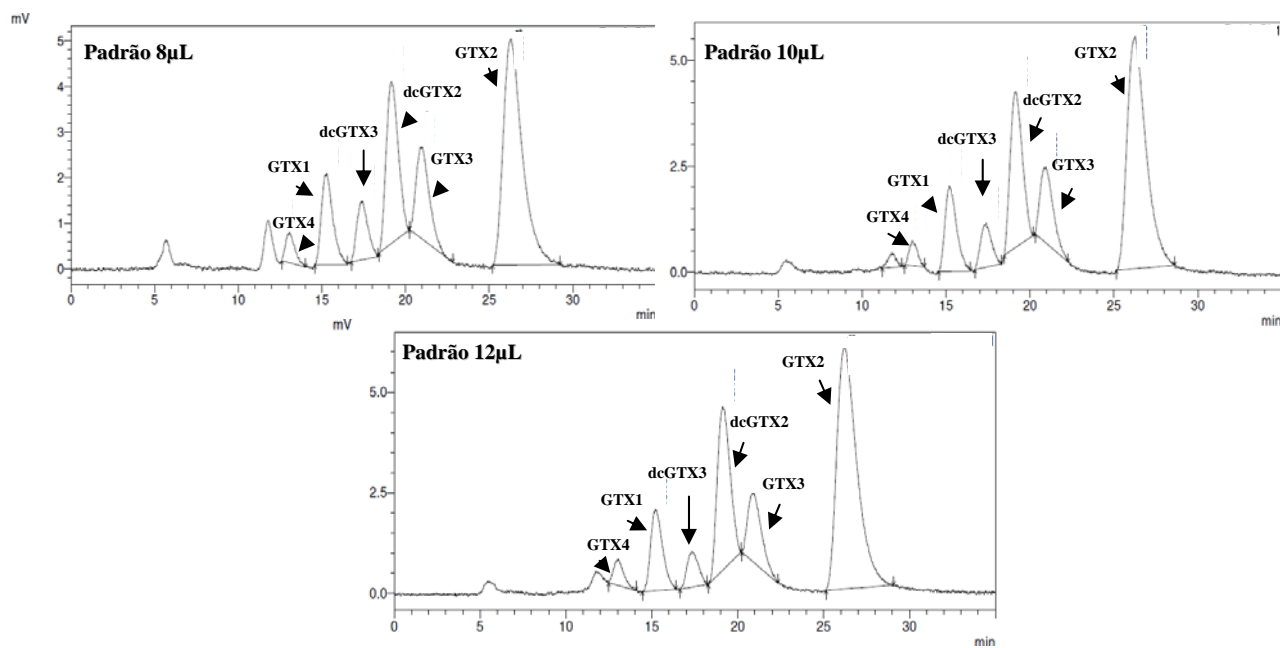
$$Y = 0,0004 \times \text{área do pico da amostra} - 6,8557$$

**Amostra – solução de alimentação das colunas**

$$Y = 0,0004 \times 19317 - 6,8557$$

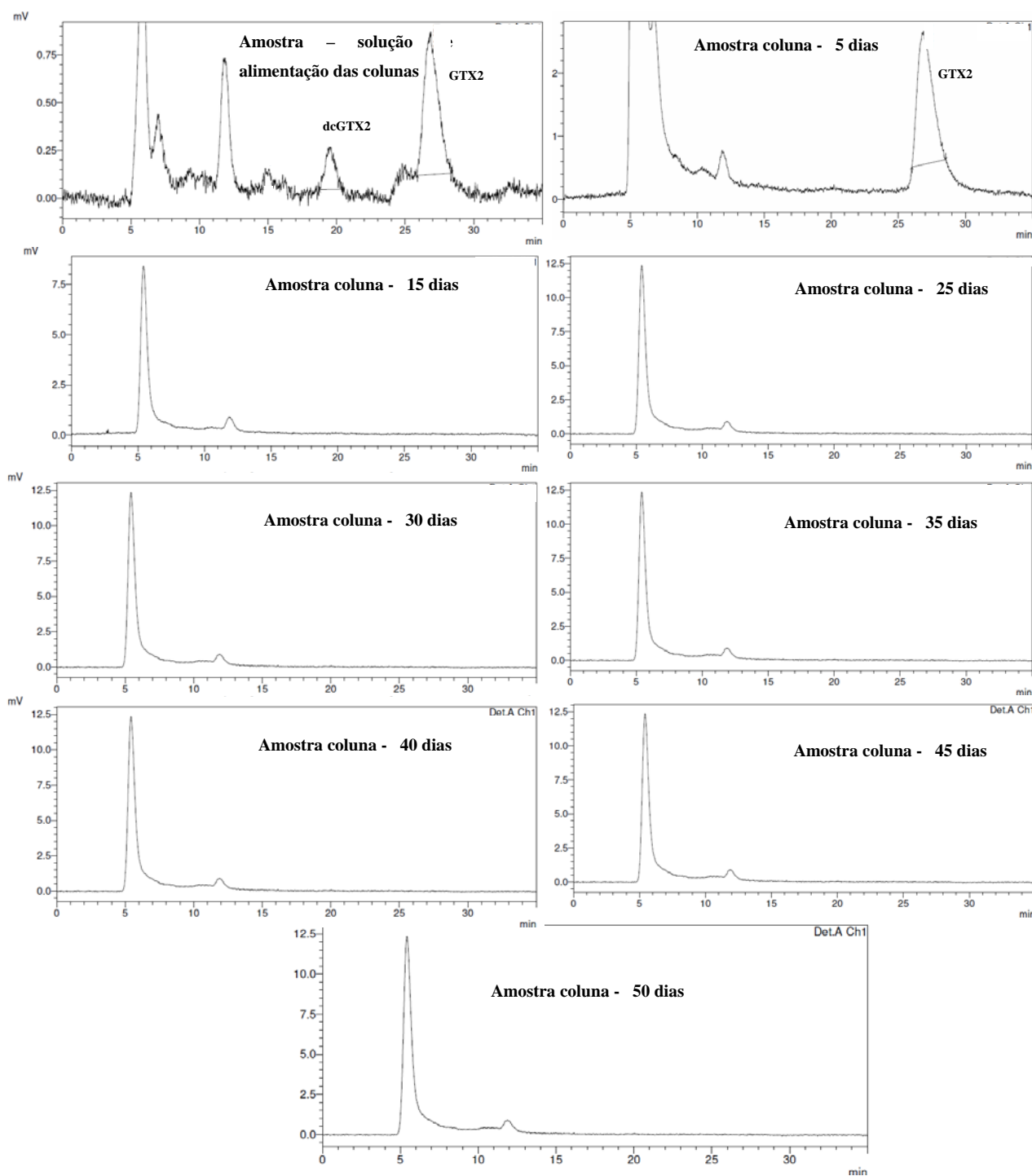
$$Y = 0,8711 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 8,71 \mu\text{g/L}$$

**Figura B.2.4** – Apresenta o gráfico da curva padrão da dcSTX e sua a concentração encontrada na amostra de água da solução de alimentação das colunas – Ensaio 1



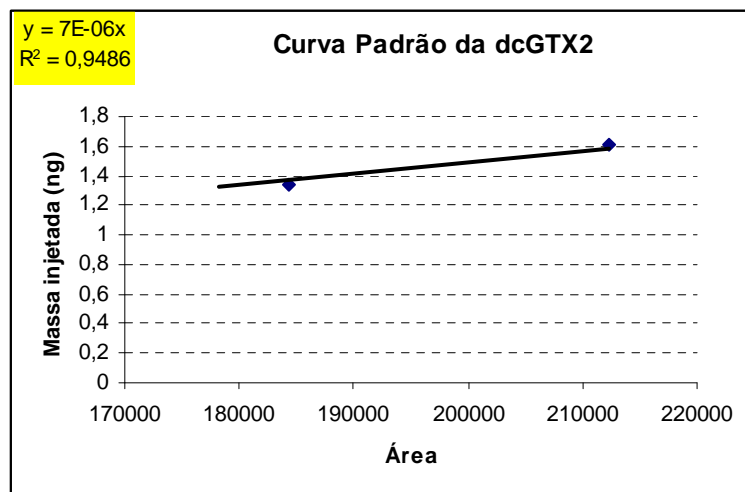
Toxina	Padrão 8µL		Padrão 10µL		Padrão 12µL	
	Tempo	Área	Tempo	Área	Tempo	Área
<b>GTX4</b>	13070	25252	12986	20015	13027	26049
<b>GTX1</b>	15279	95765	15196	96400	15194	97550
<b>dcGTX3</b>	17422	58982	17393	47428	17321	40917
<b>dcGTX2</b>	19152	178159	19143	184365	19126	212227
<b>GTX3</b>	20987	110522	20937	95932	30857	95679
<b>GTX2</b>	26304	394849	26268	430504	26198	490308

**Figura B.2.5** – Cromatogramas dos padrões de GTXs – Ensaio 1.



Toxina	Solução de alimentação da coluna		Amostra - 5 dias	
	Tempo	Área	Tempo	Área
GTX4	-	-	-	-
GTX1	-	-	-	-
dcGTX3	-	-	-	-
dcGTX2	19228	4353	-	-
GTX3	-	-	-	-
GTX2	26370	163782	26371	56283

Figura B.2.6 – Cromatogramas das amostras do primeiro ensaio para a determinação da remoção das GTXs.



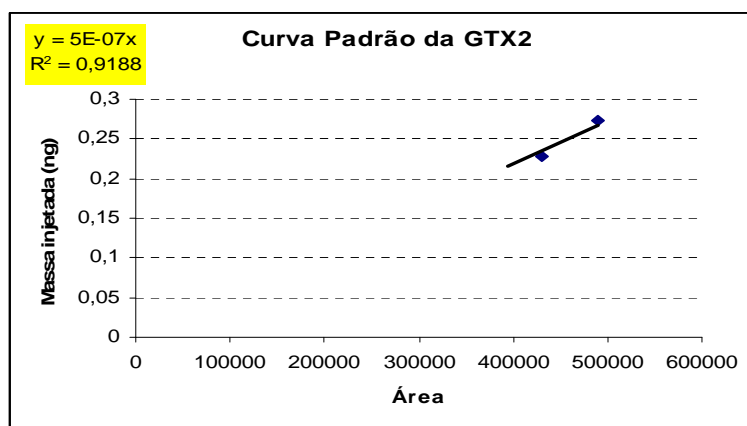
$$Y = 7E-06 \times \text{área do pico da amostra}$$

**Amostra – solução de alimentação das colunas**

$$Y = 7E-06 \times 3686$$

$$Y = 0,025802 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 0,26 \text{ ug/L}$$

**Figura B.2.7** – Apresenta o gráfico da curva padrão da dcGTX2 e sua concentração encontrada na amostra de água da solução de alimentação das colunas – Ensaio1.



$$Y = 5E-07 \times \text{área do pico da amostra}$$

**Amostra – solução de alimentação das colunas**

$$Y = 5E-07 \times 163782$$

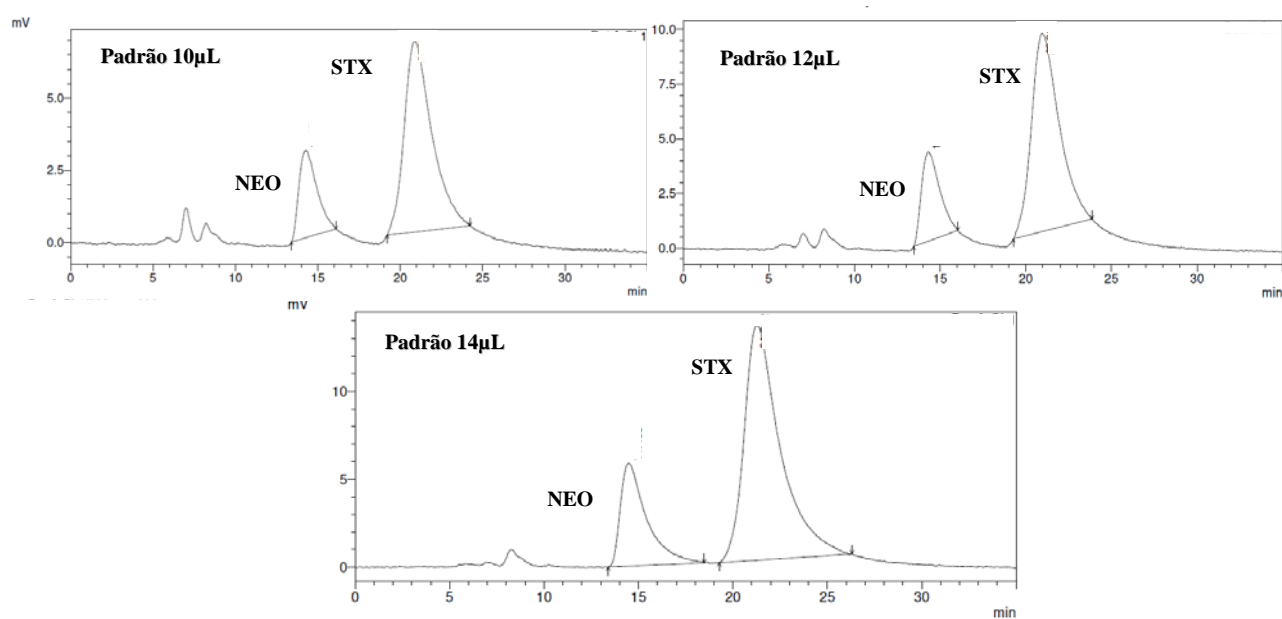
$$Y = 0,081891 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 0,82 \text{ ug/L}$$

**Amostra – 5 dias**

$$Y = 5E-07 \times 156283$$

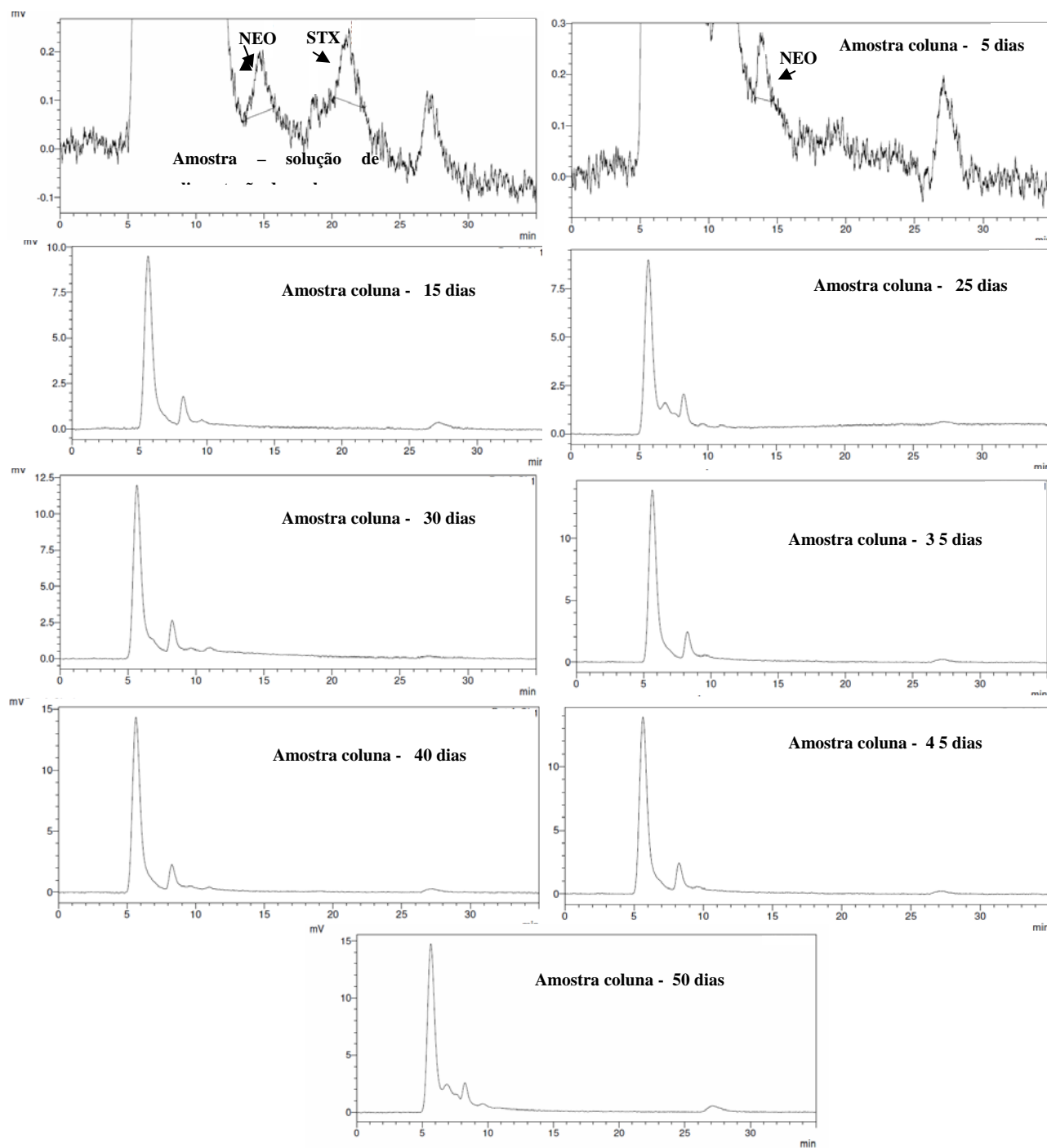
$$Y = 0,0781415 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 0,78 \text{ ug/L}$$

**Figura B.2.8** – Apresenta o gráfico da curva padrão da GTX2 e sua concentração encontrada na amostra de água da solução de alimentação e na amostra de água após 5 dias de percolação – Ensaio1.



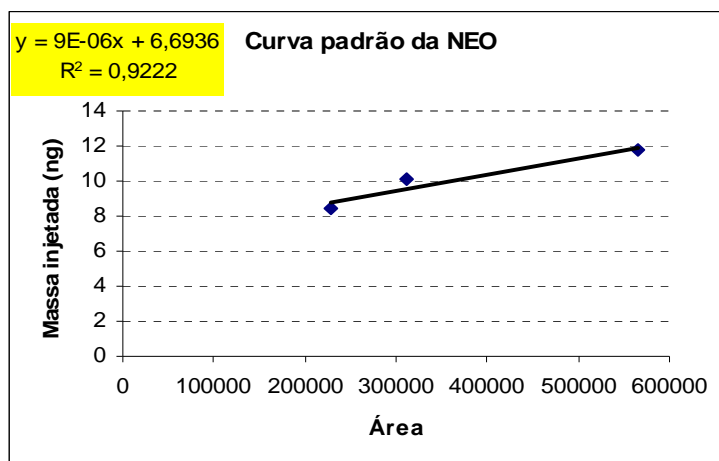
Toxina	Padrão 10µL		Padrão 12µL		Padrão 14µL	
	Tempo	Área	Tempo	Área	Tempo	Área
NEO	14274	228321	14318	301792	14469	564388
STX	20887	774390	20945	1027012	21222	1776502

**Figura B.2.9** – Cromatogramas dos padrões da saxitoxina e neosaxitoxina- Ensaio 2



Toxina	Solução de alimentação da coluna		Amostra - 5 dias	
	Tempo	Área	Tempo	Área
NEO	14441	14801	13904	5181
STX	21225	6154	-	-

**Figura B.2.10** – Cromatogramas das amostras do segundo ensaio para a determinação da remoção da neosaxitoxina e saxitoxina.



$$Y = 9E-06 \times \text{área do pico da amostra} + 6,6936$$

**Amostra – solução de alimentação das colunas**

$$Y = 9E-06 \times 14801 + 6,6936$$

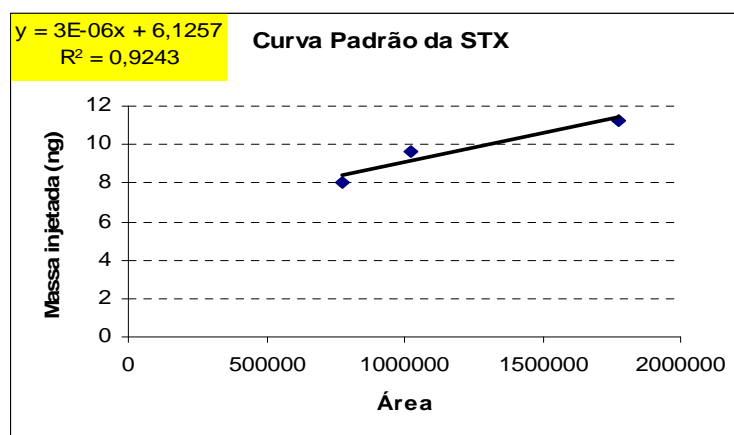
$$Y = 6,826809 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 68,27 \mu\text{g/L}$$

**Amostra – 5 dias**

$$Y = 9E-06 \times 5181 + 6,6936$$

$$Y = 6,740229 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 67,40 \mu\text{g/L}$$

**Figura B.2.11**– Apresenta o gráfico da curva padrão da NEO e sua concentração encontrada na amostra de água da solução de alimentação e na água coletada após 5 dias de percolação- Ensaio2.



$$Y = 3E-06 \times \text{área do pico da amostra} + 6,1257$$

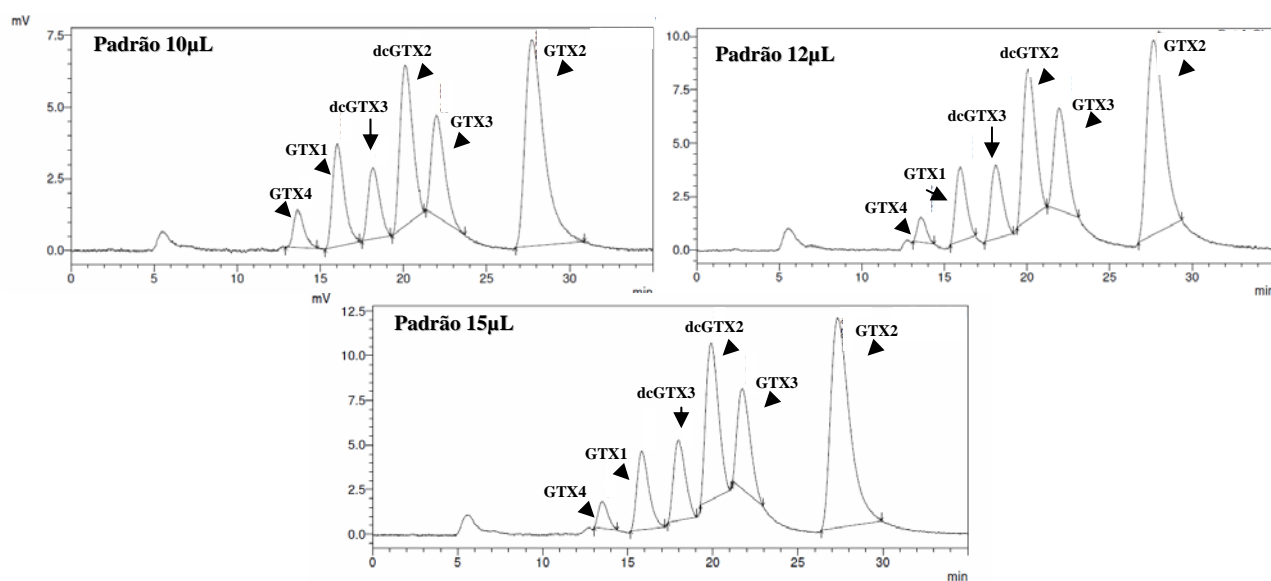
**Amostra – solução de alimentação das colunas**

$$Y = 3E-06 \times 6154 + 6,1257$$

$$Y = 6,144162 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 61,44 \mu\text{g/L}$$

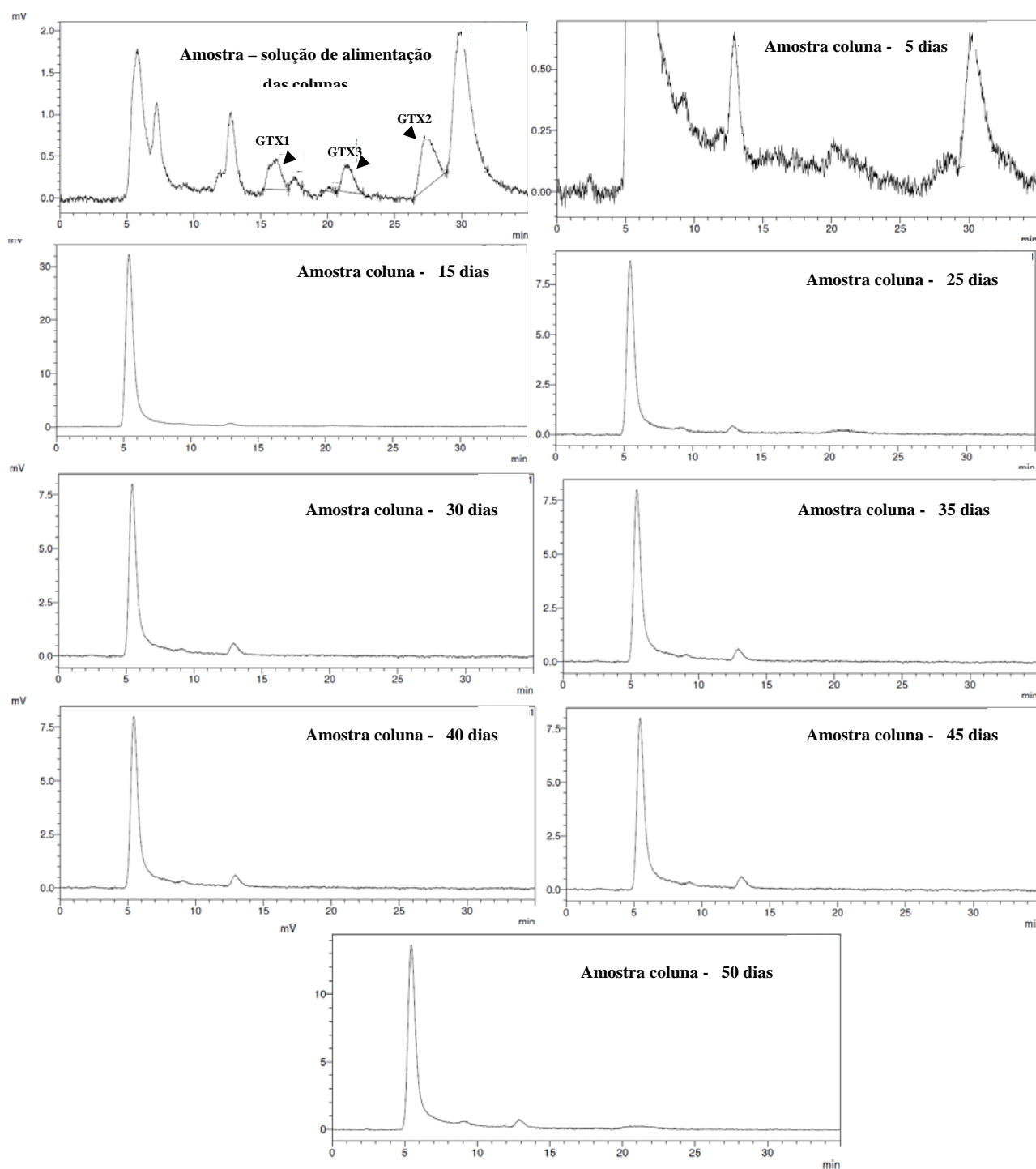
**Figura B.2.12** – Apresenta o gráfico da curva padrão da STX e sua concentração encontrada na amostra de água da solução de alimentação das colunas – Ensaio 2.





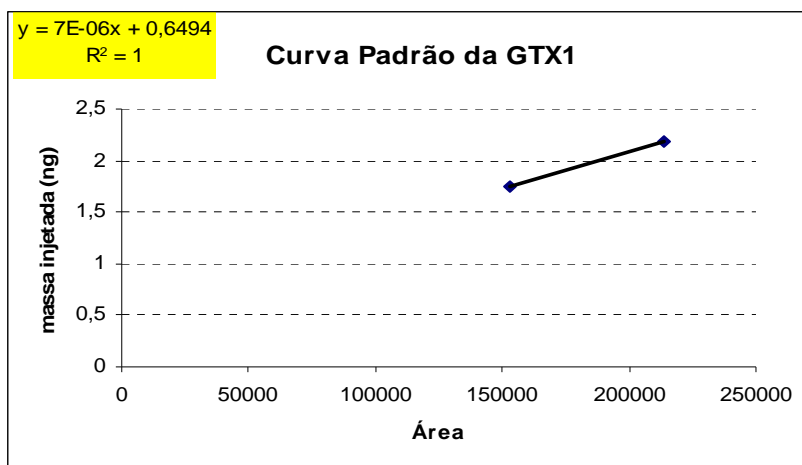
Toxina	Padrão 10µL		Padrão 12µL		Padrão 15µL	
	Tempo	Área	Tempo	Área	Tempo	Área
<b>GTX4</b>	13614	57594	13575	43372	13490	58302
<b>GTX1</b>	16020	173696	15962	152680	15811	213490
<b>dcGTX3</b>	18157	119589	18097	166825	18001	215725
<b>dcGTX2</b>	20111	295012	20064	367343	19906	450452
<b>GTX3</b>	21978	194315	21955	259376	21743	294386
<b>GTX2</b>	27730	575650	27677	649385	27332	914879

**Figura B.2.13** – Cromatogramas dos padrões de GTXs – Ensaio 2.



Toxina	Solução de alimentação da coluna	
	Tempo	Área
GTX4	-	-
GTX1	16121	22828
dcGTX3	-	-
dcGTX2	-	-
GTX3	21503	18647
GTX2	27239	45440

Figura B.2.14 - Cromatogramas das amostras do segundo ensaio para a determinação da remoção das GTXs.



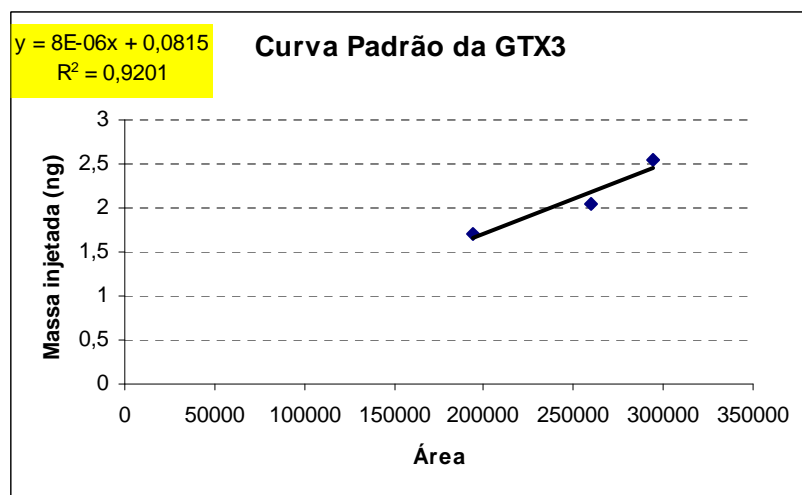
$$Y = 7E-06 \times \text{área do pico da amostra} + 0,6494$$

**Amostra – solução de alimentação das colunas**

$$Y = 7E-06 \times 22828 + 0,6494$$

$$Y = 0,809196 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 8,09 \mu\text{g/L}$$

**Figura B.2.15** – Apresenta o gráfico da curva padrão da GTX1 e sua concentração encontrada na amostra de água da solução de alimentação das colunas – Ensaio 2 .



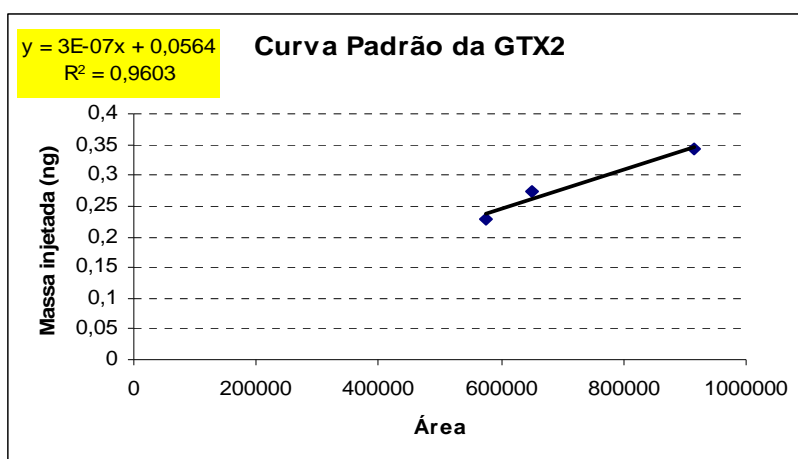
$$Y = 8E-06 \times \text{área do pico da amostra} + 0,0815$$

**Amostra – solução de alimentação das colunas**

$$Y = 8E-06 \times 18647 + 0,0815$$

$$Y = 0,230676 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 2,31 \mu\text{g/L}$$

**Figura B.2.16-** Apresenta o gráfico da curva padrão da GTX3 e sua concentração encontrada na amostra de água da solução de alimentação das colunas – Ensaio2.



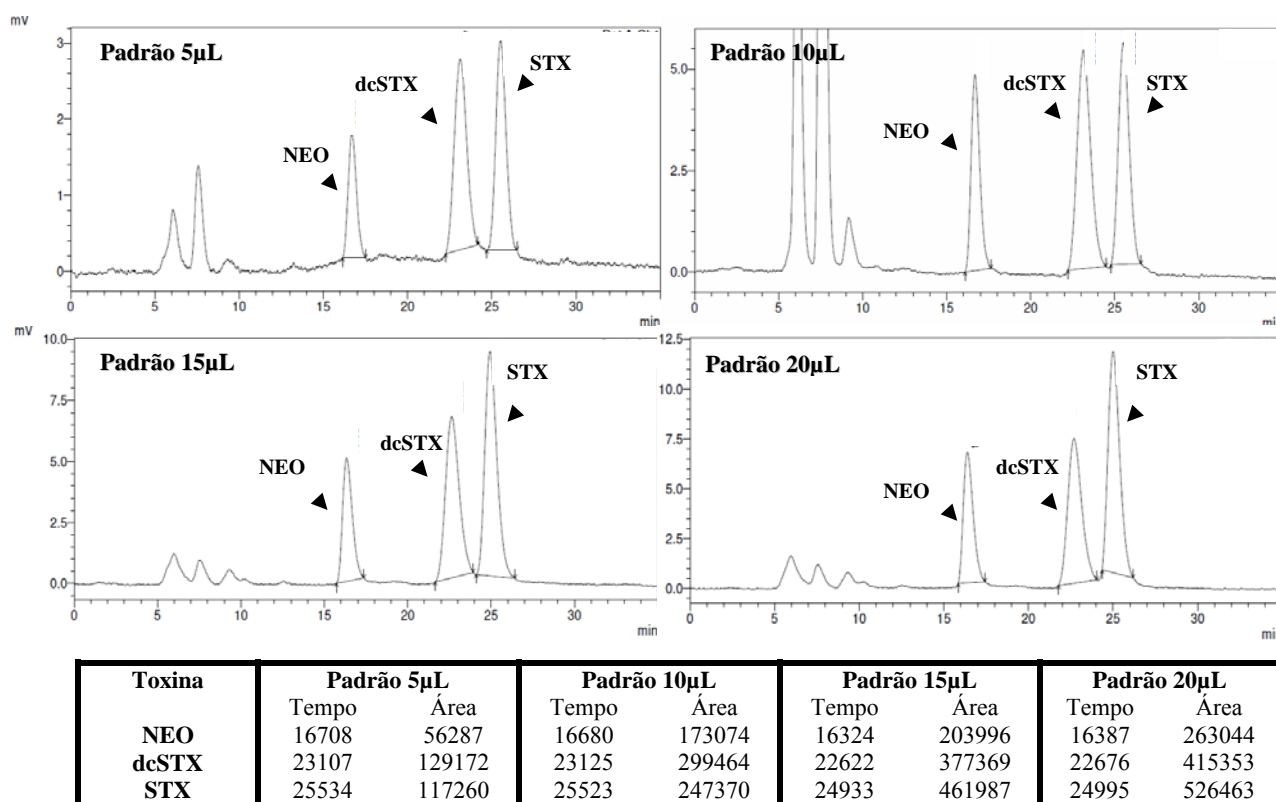
$$Y = 3E-07 \times \text{área do pico da amostra} + 0,0564$$

Amostra – solução de alimentação das colunas

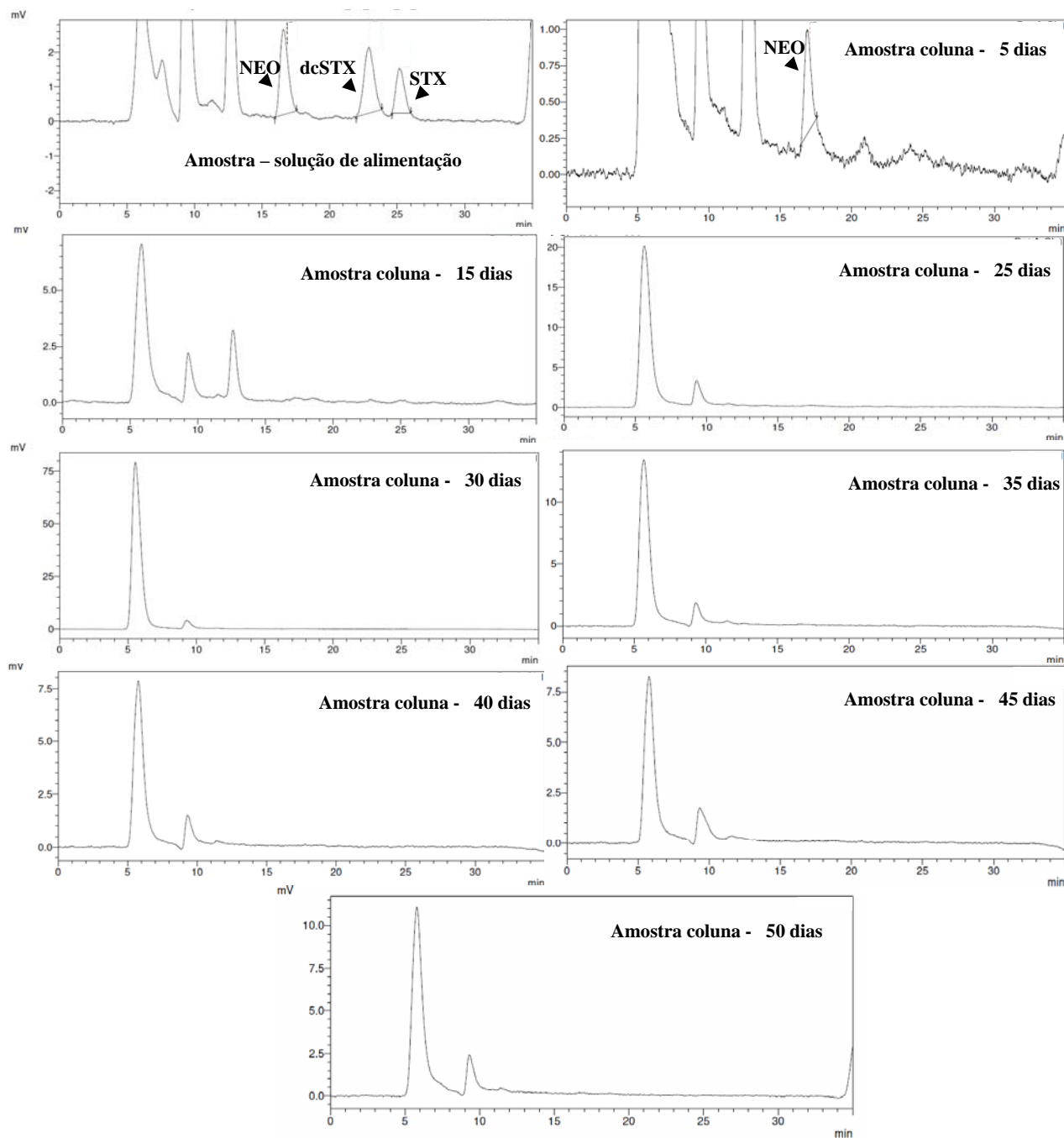
$$Y = 3E-07 \times 45440 + 0,0564$$

$$Y = 0,070032 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 0,70 \mu\text{g/L}$$

**Figura B.2.17-** Apresenta o gráfico da curva padrão da GTX2 e sua concentração encontrada na amostra de água da solução de alimentação das colunas – Ensaio 2.

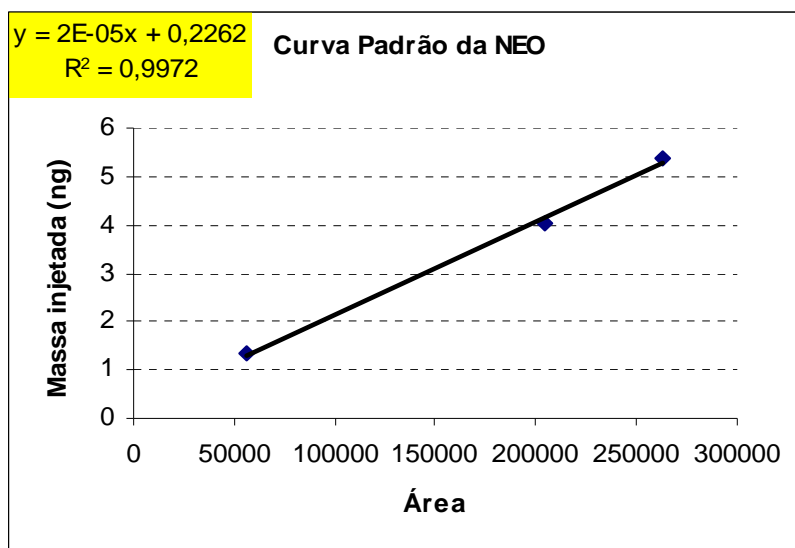


**Figura B.2.18** – Cromatogramas dos padrões da saxitoxina, neosaxitoxina e desaxitoxina- Ensaio 3.



Toxina	Solução de alimentação da coluna		Amostra - 5 dias	
	Tempo	Área	Tempo	Área
NEO	16585	105413	16886	4524
dcSTX	22908	99212	-	-
STX	25152	55488	-	-

**Figura B.2.19** – Cromatogramas das amostras do terceiro ensaio para a determinação da remoção da neosaxitoxina, desaxitoxina e saxitoxina.



$$Y = 2E-05 \times \text{área do pico da amostra} + 0,2262$$

**Amostra – solução de alimentação das colunas**

$$Y = 2E-05 \times 105413 + 0,2262$$

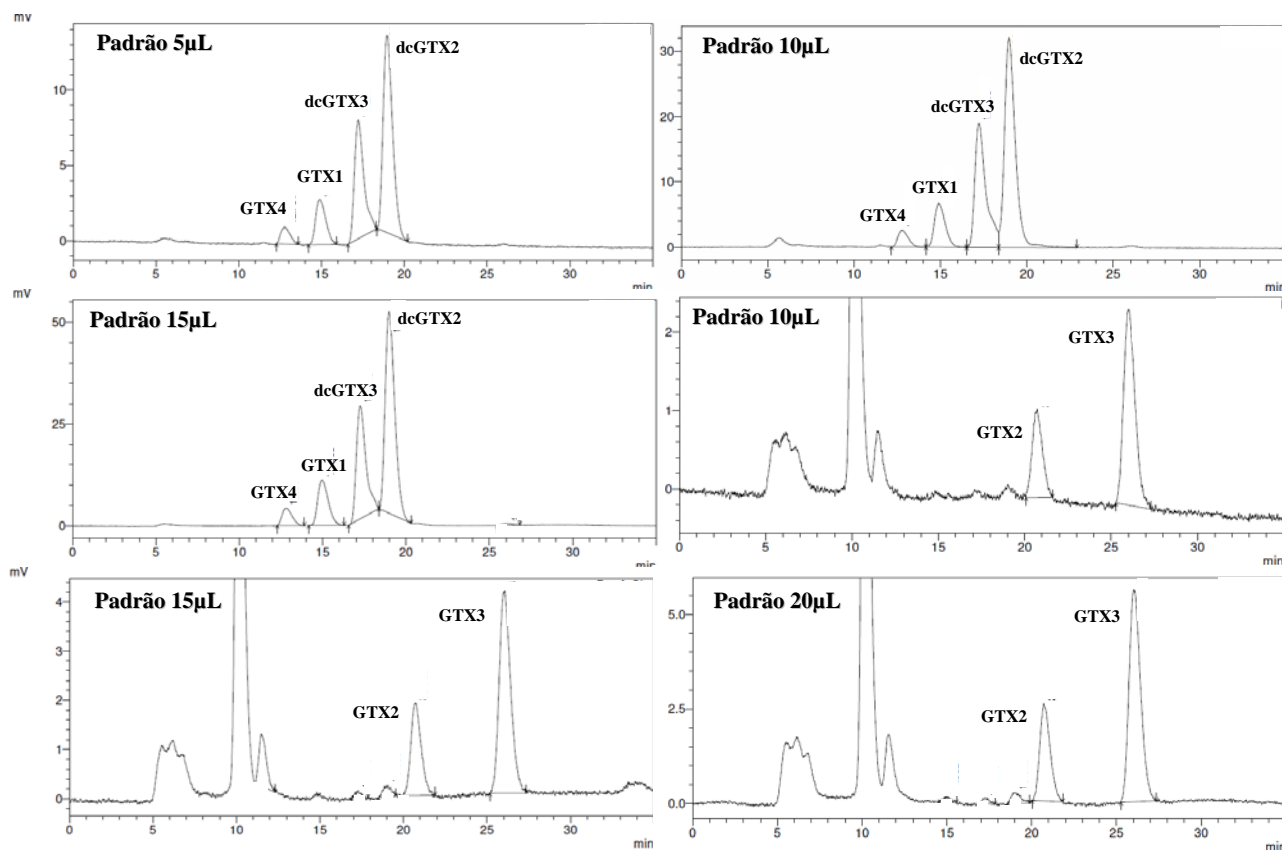
$$Y = 2,33446 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 23,3446 \mu\text{g/L}$$

**Amostra – 5 dias**

$$Y = 2E-05 \times 4524 + 0,2262$$

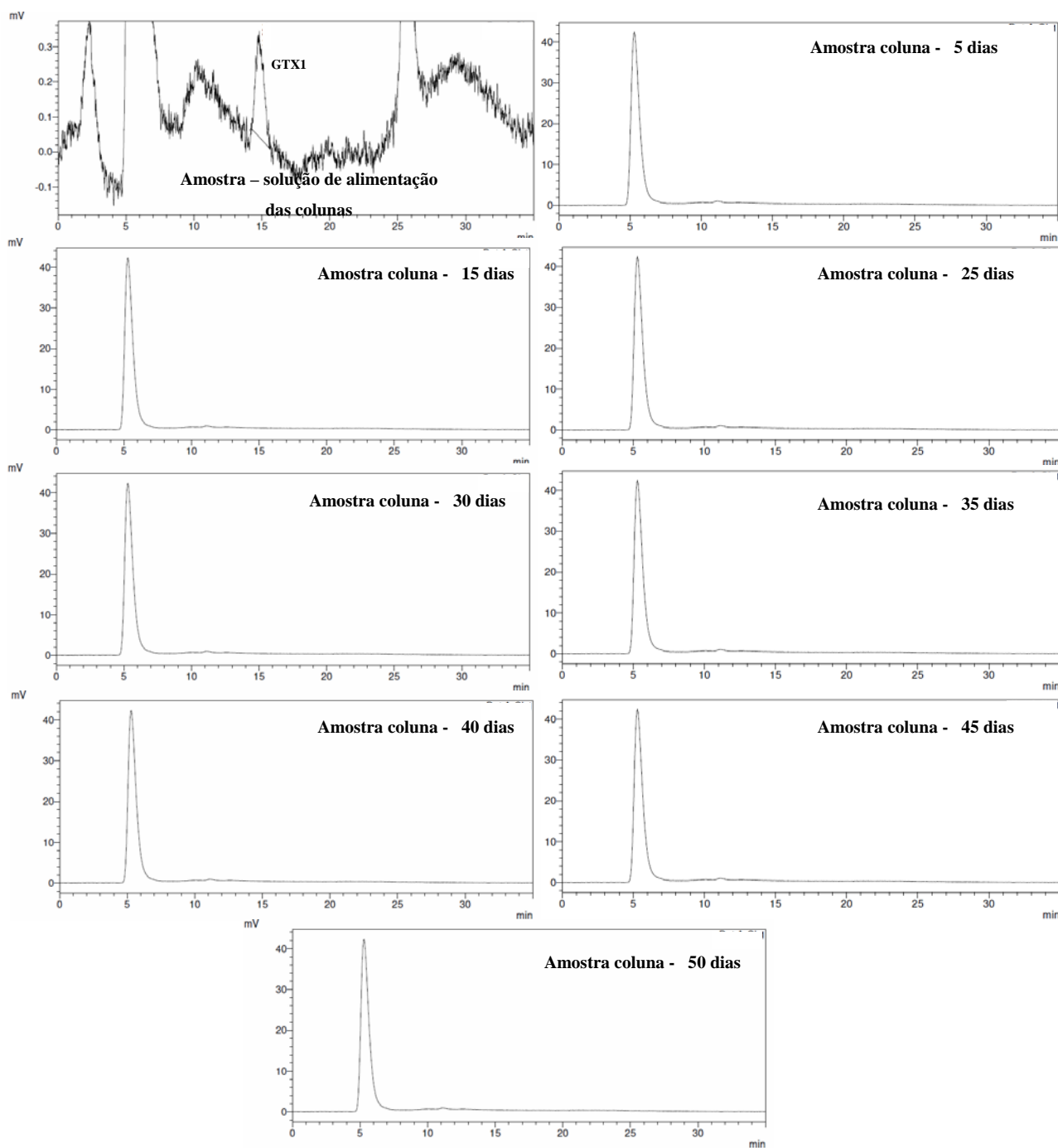
$$Y = 0,31668 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 3,17 \mu\text{g/L}$$

**Figura B.2.20** – Apresenta o gráfico da curva padrão da NEO e sua concentração encontrada na amostra de água da solução de alimentação e na água coletada após 5 dias de percolação- Ensaio 3.



Toxina	Padrão 5µL		Padrão 10µL		Padrão 15µL		Padrão 20µL	
	Tempo	Área	Tempo	Área	Tempo	Área	Tempo	Área
<b>GTX4</b>	12751	43605	12786	104757	12804	175374	-	-
<b>GTX1</b>	14881	127367	14901	288451	14969	487735	-	-
<b>dcGTX3</b>	17217	313154	17218	855830	17248	1109132	-	-
<b>dcGTX2</b>	18959	520505	18961	1390913	18976	1983231	-	-
<b>GTX3</b>	-	-	20716	46400	20685	80626	20707	109537
<b>GTX2</b>	-	-	26019	116463	26064	195833	26019	267556

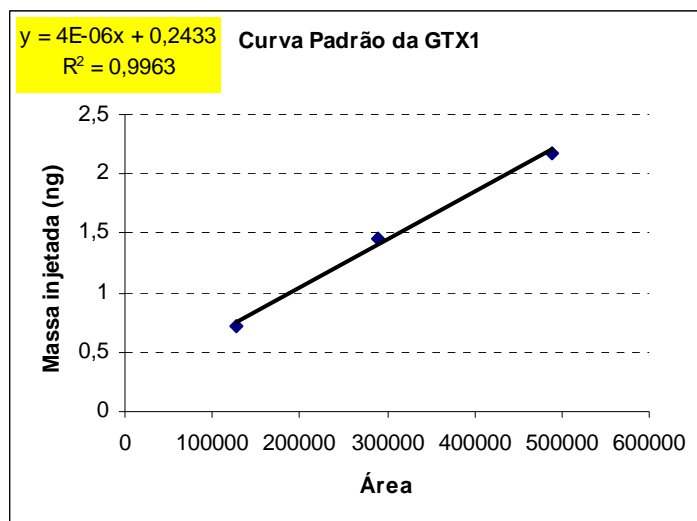
**Figura B.2.21** – Cromatogramas dos padrões de GTXs – Ensaio 3



Toxina	Solução de alimentação da coluna	
	Tempo	Área
GTX4	-	-
GTX1	14804	12077
dcGTX3	-	-
dcGTX2	-	-
GTX3	-	-
GTX2	-	-

Figura B.2.22 – Cromatogramas das amostras do terceiro ensaio para a determinação da remoção das GTXs.





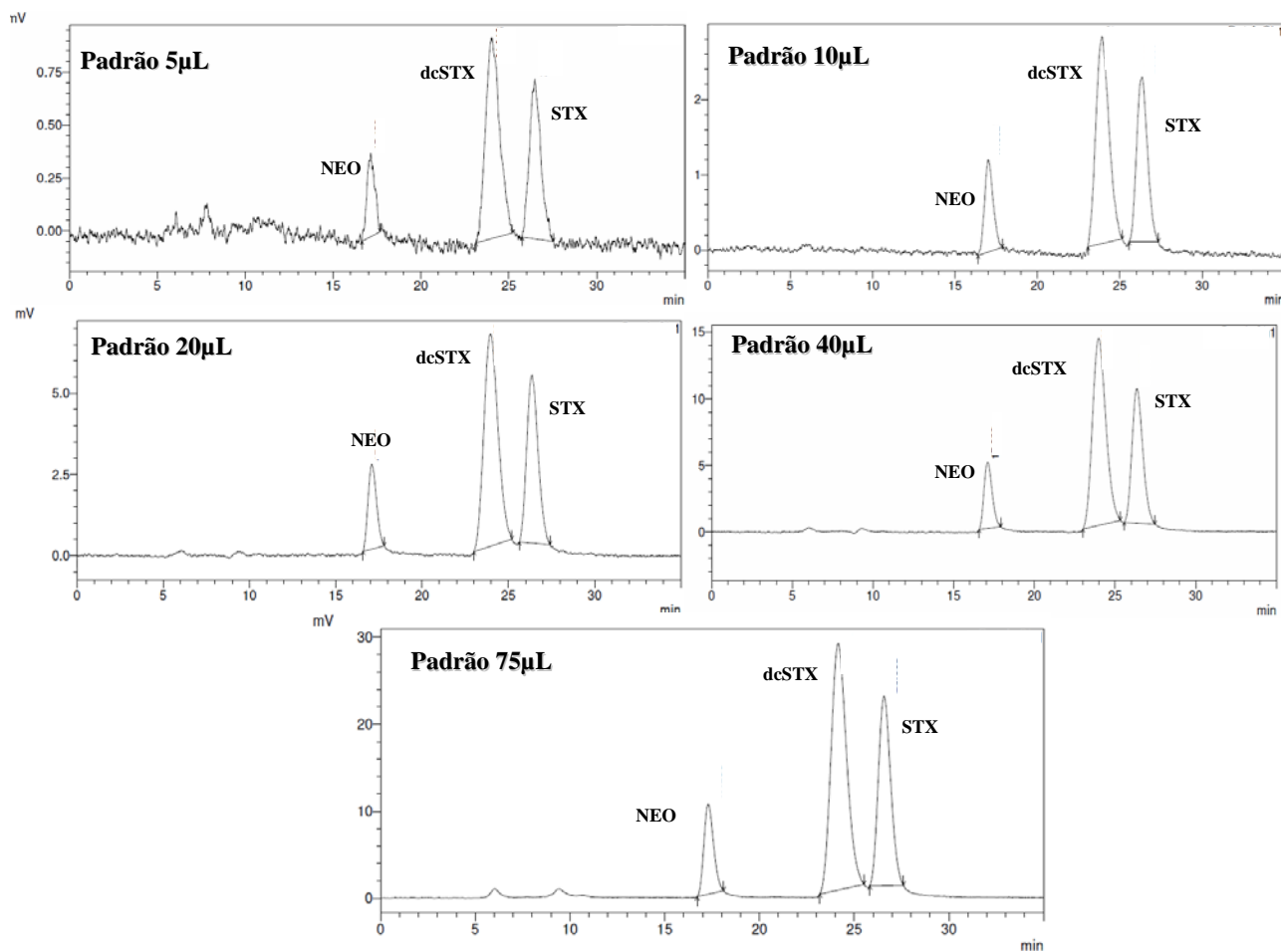
$$Y = 4E-06 \times \text{área do pico da amostra} + 0,2433$$

**Amostra – solução de alimentação das colunas**

$$Y = 4E-06 \times 12077 + 0,2433$$

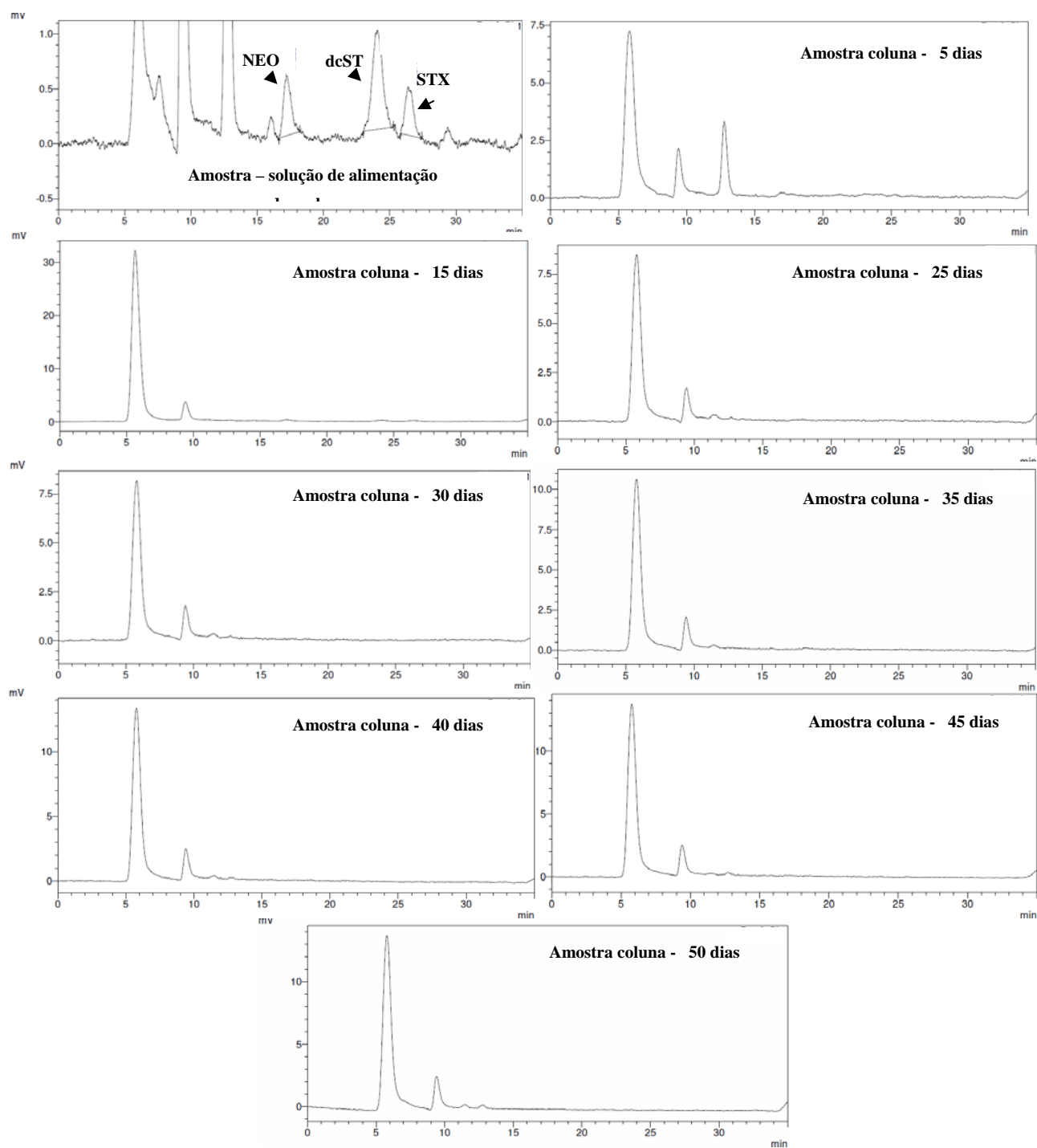
$$Y = 0,291608 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 2,92 \mu\text{g/L}$$

**Figura B.2.23** – Apresenta o gráfico da curva padrão da GTX1 e sua concentração encontrada na amostra de água da solução de alimentação das colunas Ensaio 3.



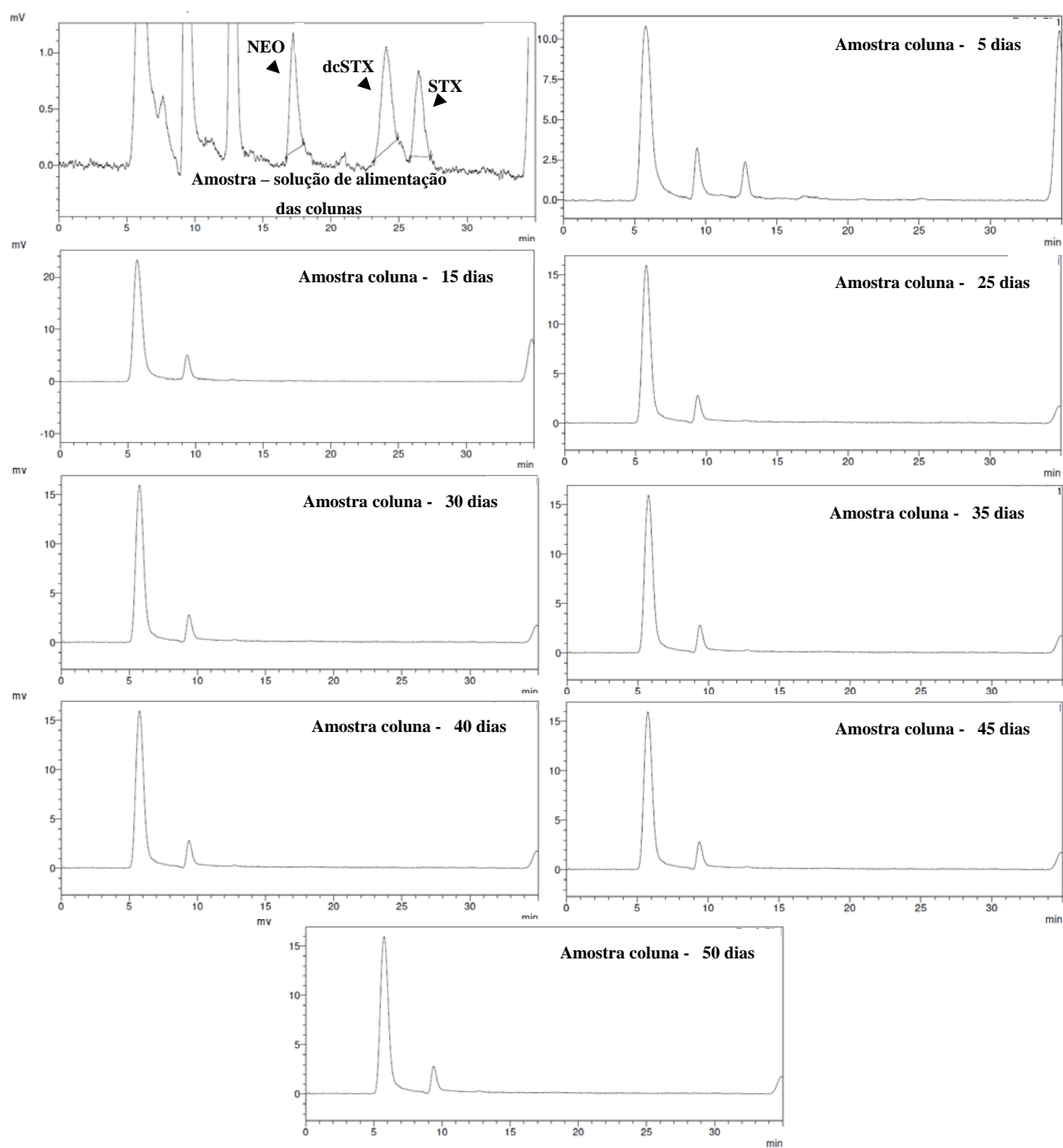
Toxina	Padrão 5µL		Padrão 10µL		Padrão 20µL		Padrão 40µL		Padrão 75µL	
	Tempo	Área	Tempo	Área	Tempo	Área	Tempo	Área	Tempo	Área
<b>NEO</b>	17139	12295	17002	44657	17078	89266	17098	173922	17293	366616
<b>dcSTX</b>	24046	53436	23912	153485	23963	373243	23980	811043	24145	1614298
<b>STX</b>	26482	34206	26360	100296	26371	238404	26355	471991	26565	988169

**Figura B.2. 24** – Cromatogramas dos padrões da saxitoxina, dc saxitoxina e da neosaxitoxina- Ensaios 4 e 5.



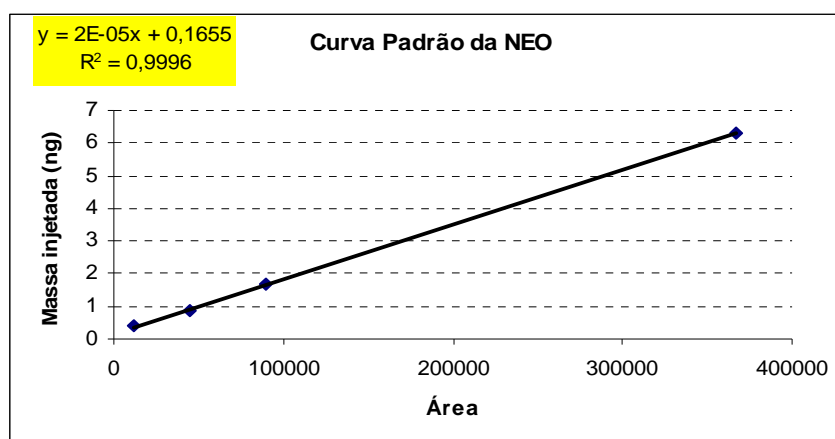
Toxina	Solução de alimentação da coluna	
	Tempo	Área
NEO	17222	21920
dcSTX	24079	49512
STX	26377	19080

**Figura B.2.25** – Cromatogramas das amostras do quarto ensaio para a determinação da remoção da neosaxitoxina, desaxitoxina e saxitoxina.



Toxina	Solução de alimentação da coluna	
	Tempo	Área
NEO	17220	37020
dcSTX	24059	43962
STX	26429	32189

**Figura B.2.26** – Cromatogramas das amostras do quinto ensaio para a determinação da remoção da neosaxitoxina, desaxitoxina e saxitoxina.



$$Y = 2E-05 \times \text{área do pico da amostra} + 0,1655$$

**Amostra – solução de alimentação das colunas – Ensaio5**

$$Y = 2E-05 \times 21920 + 0,1655$$

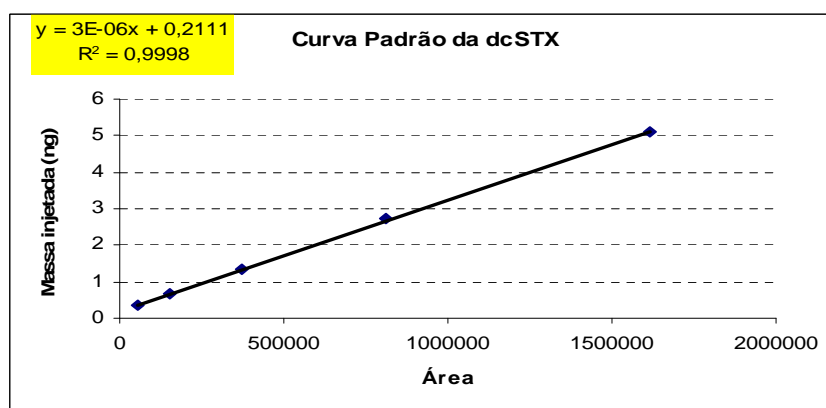
$$Y = 0,6039 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 6,04 \mu\text{g/L}$$

**Amostra – solução de alimentação das colunas – Ensaio4**

$$Y = 2E-05 \times 37020 + 0,1655$$

$$Y = 0,9059 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 9,06 \mu\text{g/L}$$

**Figura B.2.27**– Apresenta o gráfico da curva padrão da NEO e suas concentrações encontradas nas amostras de água da solução de alimentação das colunas – Ensaios 4 e 5.



$$Y = 3E-06 \times \text{área do pico da amostra} + 0,2111$$

**Amostra – solução de alimentação das colunas – Ensaio 5**

$$Y = 3E-06 \times 49512 + 0,2111$$

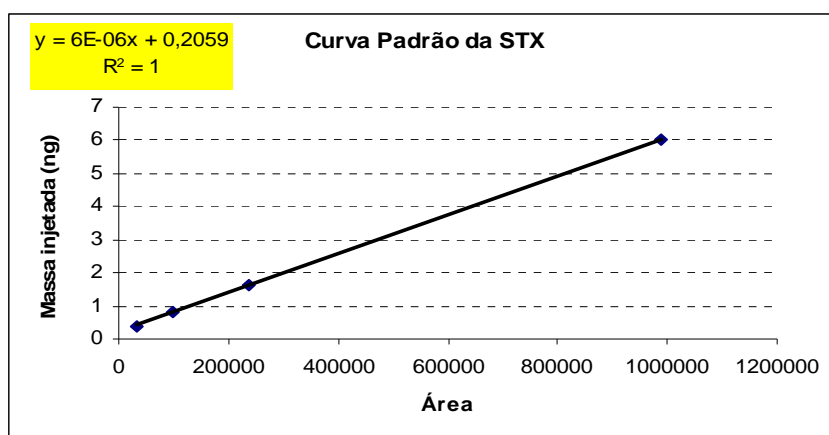
$$Y = 0,359636 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 3,59 \mu\text{g/L}$$

**Amostra – solução de alimentação das colunas - Ensaio 4**

$$Y = 3E-06 \times 43962 + 0,2111$$

$$Y = 0,342986 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 3,43 \mu\text{g/L}$$

**Figura B.2.28**- Apresenta o gráfico da curva padrão da dcSTX e suas concentrações encontradas nas amostras de água da solução de alimentação das colunas – Ensaios 4 e 5.



$$Y = 6E-06 \times \text{área do pico da amostra} + 0,2059$$

**Amostra – solução de alimentação das colunas – Ensaio 5**

$$Y = 6E-06 \times 19080 + 0,2059$$

$$Y = \text{ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 3,20 \mu\text{g/L}$$

**Amostra – solução de alimentação das colunas – Ensaio 4**

$$Y = 6E-06 \times 32189 + 0,2059$$

$$Y = 0,399034 \text{ ng} \times 1E-03 \times 1000000/100\mu\text{L} = 3,99 \mu\text{g/L}$$

**Figura B.2.29-** Apresenta o gráfico da curva padrão da STX e suas concentrações encontradas nas amostras de água da solução de alimentação das colunas- Ensaio 4 e 5.

### B.3 - Avaliação estatística das isotermas de adsorção – Análises de regressão

**Tabela B.3.1 – Equação 1 para Neosaxitoxina**

Neosaxitoxina	XL (Ce)	YL (X/m)	XNL (LogCe)	YNL (LogX/m)	Regressão	Coeficientes		Erro Padrão	Valor p
Am1- Bco 50 mL	48,93		1,69		Linear	B0	-29,26	76,38	0,7272
Am2- 1g + 50mL	36,80	606,0	1,56	2,78		B1	17,71	3,38	0,0135
Am3- 3g +50mL	21,99	449,0	1,38	2,65	Não- linear	B0	1,05	0,25	0,0247
Am4- 6g +50mL	18,19	256,2	1,26	2,41		B1	1,11	0,19	0,0101
Am5- 8g +50mL	16,27	204,1	1,21	2,31					
Am6- 10g +50mL	11,21	188,6	1,05	2,27					

**Tabela B.3.2 – Equação 2 para Neosaxitoxina**

Neosaxitoxina	XL (Ce)	YL (X/m)	XNL (LogCe)	YNL (LogX/m)	Regressão	Coeficientes		Erro Padrão	Valor p
						B0	B1		
am1a- Bco 50mL	55,21		1,74		Linear	B0	59,99	34,52	0,1806
am2a- 1g +50mL	43,33	594,0	1,64	2,77		B1	12,25	1,29	0,0025
am3a- 3g +50mL	28,99	437,0	1,46	2,64	Não- linear	B0	1,50	0,15	0,0023
am4a- 6g +50mL	21,69	279,3	1,34	2,45		B1	0,76	0,11	0,0066
am 5a- 8g +50mL	15,57	247,7	1,19	2,39					
AM 6a- 10g +50mL	11,14	220,3	1,05	2,34					

**Tabela B.3.3 – Equação 3 para Neosaxitoxina**

Neosaxitoxina	XL (Ce)	YL (X/m)	XNL (LogCe)	YNL (LogX/m)	Regressão	Coeficientes		Erro Padrão	Valor p
						B0	B1		
am1b- Bco 50mL	46,36		1,67		Linear	B0	-225,78	141,48	0,2516
am2b- 1g +50mL	31,59	738,0	1,49	2,87		B1	28,51	6,38	0,0465
am3b- 3g +50mL	23,87	374,7	1,38	2,57	Não- linear	B0	0,59	0,47	0,3349
am4b- 6g +50mL						B1	1,47	0,36	0,0556
am5b- 8g +50mL	16,44	187,0	1,21	2,27					
Am6b- 10g +50mL	11,48	174,4	1,06	2,24					

**Tabela B.3.4 – Equação 4 para Saxitoxina**

Saxitoxina	XL (Ce)	YL (X/m)	XNL (LogCe)	YNL (LogX/m)	Regressão	Coeficientes		Erro Padrão	Valor p
Am1- Bco 50 mL	16,06		1,20		Linear	B0	-136,84	52,87	0,0812
Am2- 1g + 50mL	10,18	294,0	1,01	2,47		B1	39,29	7,49	0,0135
Am3- 3g +50mL	8,15	132,2	0,91	2,12	Não- linear	B0	0,47	0,21	0,1090
Am4- 6g +50mL	5,59	87,2	0,75	1,94		B1	1,92	0,25	0,0048
Am5- 8g +50mL	5,00	69,1	0,70	1,85					
Am6- 10g +50mL	4,76	56,5	0,68	1,75					

**Tabela B.3.5 – Equação 5 para Saxitoxina**

Saxitoxina	XL (Ce)	YL (X/m)	XNL (LogCe)	YNL (LogX/m)	Regressão	Coeficientes		Erro Padrão	Valor p
am1a- Bco 50mL	14,42		1,16		Linear	B0	-41,88	8,85	0,0179
am2a- 1g +50mL	10,51	195,0	1,02	2,29		B1	22,13	1,30	0,0004
am3a- 3g +50mL	7,46	116,0	0,87	2,06	Não- linear	B0	0,87	0,06	0,0006
am4a- 6g +50mL	5,29	76,1	0,72	1,88		B1	1,38	0,07	0,0003
AM 5a- 8g +50mL	4,82	60,0	0,68	1,78					
AM 6a- 10g +50mL	3,95	52,3	0,60	1,72					



**Tabela B.3.6 – Equação 6 para Saxitoxina**

Saxitoxina	XL (Ce)	YL (X/m)	XNL (LogCe)	YNL (LogX/m)	Regressão	Coeficientes		Erro Padrão	Valor p
am1b- Bco 50mL	11,91		1,07		Linear	B0	-257,61	89,03	0,1016
am2b- 1g +50mL	5,56	317,0	0,74	2,50		B1	98,14	21,31	0,0441
am3b- 3g +50mL	4,43	124,7	0,65	2,09	Não- linear	B0	0,39	0,25	0,2619
am4b- 6g +50mL	3,28	71,8	0,51	1,86		B1	2,78	0,42	0,0219
am5b- 8g +50mL									
Am6b- 10g +50mL	2,92	44,9	0,46	1,65					

## **APÊNDICE C – TERCEIRA ETAPA**

C.1 – Resultados dos ensaios de coagulação da Série 1

C.2 – Resultados dos ensaios de coagulação da Série 2

C.3.1 - Planilhas de acompanhamento das carreiras de filtração da Série 1

C.3.2 - Planilhas de acompanhamento das carreiras de filtração da Série 2

C.4 - Cálculo da concentração de saxitoxinas: amostras de água coletadas nas diferentes etapas das sequências de tratamento investigadas – Série 2

### C.1 – Resultados dos ensaios de coagulação da Série 1

#### Resultados dos ensaios de coagulação com água bruta ou Água I – Série 1

**Tabela C.1.1 - Ensaio Inicial de coagulação com água bruta**

Jarro	Cal (mg/L)	S.A. (mg/L)	Ácido (mL/L)	pH Coagulação	Água Filtrada	
					Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)
1		12		5,85	1,30	9
2		14		5,67	0,93	8
3	0,2	16		5,68	0,81	8
4	0,8	18		5,69	0,76	7
5	2,5	20		5,63	0,50	6
6	3,0	22		5,61	0,49	6

**Tabela C.1.2 - Ensaio Primeira Repetição de coagulação com água bruta**

Jarro	Cal (mg/L)	S.A. (mg/L)	Ácido (mL/L)	pH Coagulação	Água Filtrada	
					Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)
1		20		5,03	0,85	8
2	2,5	20		5,61	0,51	7
3	3,0	20		5,77	0,50	7
4	3,5	20		5,85	0,58	7
5	4,0	20		5,93	0,61	7
6	4,5	20		5,94	0,74	8

**Tabela C.1.3- Ensaio Segunda Repetição de coagulação com água bruta**

Jarro	Cal (mg/L)	S.A. (mg/L)	Ácido (mL/L)	pH Coagulação	Água Filtrada	
					Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)
1	0,25	20		5,15	0,91	9
2	0,5	20		5,24	0,77	8
3	0,8	20		5,47	0,58	6
4	1,0	20		5,60	0,41	5
5	2,5	20		5,63	0,39	4
6	3,0	20		5,75	0,53	4

## Resultados dos ensaios de coagulação com água de Estudo ou água III – Série 1

Tabela C.1.4- Ensaio Inicial de coagulação com água de estudo

Jarro	Cal (mg/L)	S.A. (mg/L)	Ácido (mL/L)	pH Coagulação	Água Filtrada	
					Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)
1		5	9	6,46	0,62	10
2		6	8	6,47	0,60	8
3		7	8	6,45	0,58	8
4		8	7	6,51	0,61	7
5		9	7	6,52	0,65	7
6		10	7	6,48	0,57	5

Tabela C.1.5- Ensaio Primeira Repetição de coagulação com água de estudo

Jarro	Cal (mg/L)	S.A. (mg/L)	Ácido (mL/L)	pH Coagulação	Água Filtrada	
					Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)
1		6	2	7,06	0,71	9
2		6	4	6,88	0,69	5
3		6	6	6,62	0,67	5
4		6	8	6,44	0,56	4
5		6	10	6,26	0,70	5
6		6	12	6,07	0,73	5

Tabela C.1.6 - Ensaio Segunda Repetição de coagulação com água de estudo

Jarro	Cal (mg/L)	S.A. (mg/L)	Ácido (mL/L)	pH Coagulação	Água Filtrada	
					Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)
1		10	1,4	6,06	0,51	11
2		10	1,6	6,12	0,54	11
3		10	1,8	5,57	0,35	6
4		10	2,0	5,76	0,38	7
5		10	2,2	5,85	0,55	12
6		10	2,4	5,84	0,46	10

## C.2 – Resultados dos ensaios de coagulação da Série 2

### Resultados dos ensaios de coagulação com água bruta ou Água I – Série 2

Tabela C.2.1 - Ensaio Inicial de coagulação com água bruta

Jarro	Cal (mg/L)	S.A. (mg/L)	Ácido (mL/L)	pH Coagulação	Água Filtrada	
					Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)
1		10		6,24	1,30	17
2		17		5,79	0,35	9
3		18		5,61	0,54	11
4		22		5,26	0,30	9
5		26		5,03	0,31	9
6		30		4,89	0,36	7

Tabela C.2.2 - Ensaio Primeira Repetição de coagulação com água bruta

Jarro	Cal (mg/L)	S.A. (mg/L)	Ácido (mL/L)	pH Coagulação	Água Filtrada	
					Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)
1		14		6,08	0,55	10
2		16		5,83	0,42	9
3		18		5,57	0,35	9
4		20		5,38	0,34	8
5		22		5,23	0,27	8
6		24		5,09	0,31	5

Tabela C.2.3 - Ensaio Segunda Repetição de coagulação com água bruta

Jarro	Cal (mg/L)	S.A. (mg/L)	Ácido (mL/L)	pH Coagulação	Água Filtrada	
					Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)
1	0,50	20		5,92	0,60	6
2		20		5,78	0,58	6
3		20	00,05	5,74	0,70	7
4		20	0,10	5,66	0,77	8
5		20	0,12	5,57	0,59	6
6		20	0,15	5,40	0,49	5

## Resultados dos ensaios de coagulação com água de Estudo ou Água III – Série 2

**Tabela C.2.4 - Ensaio Inicial de coagulação com água de estudo**

Jarro	Cal (mg/L)	S.A. (mg/L)	Ácido (mL/L)	pH Coagulação	Água Filtrada	
					Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)
1		6		7,48	0,83	16
2		8		7,50	0,53	8
3		10		7,48	0,47	9
4		12		7,44	0,38	7
5		14		7,45	0,39	7
6		16		7,39	0,53	7

**Tabela C.2.5 - Ensaio Primeira Repetição de coagulação com água de estudo**

Jarro	Cal (mg/L)	S.A. (mg/L)	Ácido (mL/L)	pH Coagulação	Água Filtrada	
					Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)
1		7		7,67	0,52	13
2		8		7,66	0,49	8
3		9		7,62	0,43	12
4		10		7,61	0,41	12
5		11		7,59	0,43	13
6		12		7,57	0,36	10

**Tabela C.2.6- Ensaio Segunda Repetição de coagulação com água de estudo**

Jarro	Cal (mg/L)	S.A. (mg/L)	Ácido (mL/L)	pH Coagulação	Água Filtrada	
					Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)
1		10	3,0	5,59	0,34	3
2		10	3,1	5,47	0,36	5
3		10	3,2	5,19	0,36	5
4		10	3,3	5,08	0,34	6
5		10	3,4	4,89	0,47	10
6		10	3,5	4,55	0,57	12

### C.3.1 - Planilhas de acompanhamento das carreiras de filtração da Série 1

**Tabela C.3.1.1- 1º Carreira de filtração (filtração direta descendente) – Ensaio 1.1**

Natureza da Água: lagoa do Peri (Bruta) ou Água I		FDD		Dosagem de coagulante (mg/L): 18											
Vazão de alimentação do filtro (L/hora):		317		Dosagem de alcalinizante (mg/L):											
Taxa: (m <sup>3</sup> / m <sup>2</sup> .dia)		200		Dosagem de acidificante (mL/L):											
Obs: Ensaio 1 - 3 Etapa – filtração Direta descendente				Dosagem da desinfecção co cloro:		Tempo de contato (min):									
Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta				
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD
8h30min	FDD	18,0	17,4	16,4	14,4	13,0	8,2	3,9	3,1	Turbidez (uT)	4,49				7,45
										Cor aparente (uC)	78				54
										PH	6,65			5,76	
										Temperatura (°C)	18				
9h00min	FDD	30,2	19,2	17,6	15,4	13,8	8,5	4,2	3,2	Turbidez (uT)	5,95				1,1
										Cor aparente (uC)	75				14
										PH	6,82			5,88	
										Temperatura (°C)					
9h30min (1 hora)	FDD	40,4	19,4	17,7	15,3	13,6	8,5	4,2	3,2	Turbidez (uT)	5,5				0,98
										Cor aparente (uC)	73				10
										PH	6,83			5,88	
										Temperatura (°C)					

Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta					
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD	
10h30min (2 hora)	FDD	64,7	19,7	17,7	15,3	13,6	8,5	4,2	3,2	Turbidez (uT)	5,06				0,97	
										Cor aparente (uC)	77				9	
											PH	6,72			5,49	
11h30min (3 hora)	FDD	90,9	20,8	17,7	15,3	13,7	8,5	4,2	3,2	Turbidez (uT)	5,93				0,84	
										Cor aparente (uC)	75				8	
											PH	6,89			5,56	
											Temperatura (°C)					
12h30min (4 hora)	FDD	118,8	24,0	17,9	15,3	13,7	8,5	4,2	3,2	Turbidez (uT)	5,84				0,78	
										Cor aparente (uC)	78				5	
											PH	6,8			5,41	
											Temperatura (°C)					
13h30min (5 hora)	FDD	139,7	28,2	18,1	15,3	13,7	8,5	4,2	3,2	Turbidez (uT)	6,12				0,73	
										Cor aparente (uC)	86				9	
											PH	6,78			5,47	
											Temperatura (°C)					
14h30min (6 hora)	FDD	161,7	33,7	18,7	15,3	13,7	8,5	4,2	3,2	Turbidez (uT)	5,8				0,72	
										Cor aparente (uC)	79				9	
											PH	6,66			5,57	
											Temperatura (°C)					



Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta					
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD	
15h30min (7 hora)	FDD	191,3	44,2	20,8	16,0	14,3	8,8	4,2	3,3	Turbidez (uT)	6,25				0,6	
										Cor aparente (uC)	80				8	
											PH	6,53			5,46	
											Temperatura (°C)					
16h10min (7,40 horas)	FDD	200,0	47,4	21,7	16,2	14,5	8,9	4,3	3,3	Turbidez (uT)	6,25				0,6	
										Cor aparente (uC)	80				8	
											PH	6,53			5,46	
											Temperatura (°C)					
	FDD									Turbidez (uT)						
										Cor aparente (uC)						
											PH					
											Temperatura (°C)					
	FDD									Turbidez (uT)						
										Cor aparente (uC)						
											PH					
											Temperatura (°C)					

**Tabela C.3.1.2 – 2º Carreira de filtração (filtração direta descendente) – Ensaio 1.2**

Natureza da Água: 85% Filtrada em margem + 15% lagoa do Peri – Água de Estudo ou Água III		FDD				Dosagem de coagulante (mg/L): 10									
Vazão de alimentação do filtro (L/hora):		317				Dosagem de alcalinizante (MG/L):									
Taxa: (m <sup>3</sup> / m <sup>2</sup> .dia)		200				Dosagem de acidificante (mL/L): 2,4 mL de H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> 0,5N									
Obs: Ensaio 2 – 3 Etapa – mistura 85% FM + 15% Lagoa seguida de filtração Direta descendente						Dosagem da desinfecção com cloro:		Tempo de contato (min):							
Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta				
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD
8h00mim	FDD	19,0	15,5	14,3	12,5	11,2	7,2	4,0	2,9	Turbidez (uT)			1,01		0,9
										Cor aparente (uC)			12		4
										PH			7,62	6,39	5,91
										Temperatura (°C)			22		
8h30min	FDD	22,5	17,3	15,5	13,4	12,1	7,7	4,0	3,3	Turbidez (uT)			1,07		0,66
										Cor aparente (uC)			17		6
										PH			7,59	6,39	6,67
										Temperatura (°C)			22		
9h00mim (1 hora)	FDD									Turbidez (uT)			0,99		0,89
										Cor aparente (uC)			16		5
										PH			7,61	6,19	6,76
										Temperatura (°C)			25,4		

Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta				
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD
10h00min (2 hora)	FDD	29,5	18,6	16,5	14,2	12,7	8,0	4,2	3,3	Turbidez (uT)			1,18		0,58
										Cor aparente (uC)			17		4
										PH			7,61	6,28	6,72
										Temperatura (°C)			22		
11h00min (3 hora)	FDD	35,1	18,9	16,5	14,1	12,7	8,0	4,1	3,2	Turbidez (uT)			1,02		0,51
										Cor aparente (uC)			22		9
										PH			7,58	6,44	6,54
										Temperatura (°C)			22		
12h00min (4 hora)	FDD	40,2	19,5	16,8	14,4	13	8,0	4,2	3,3	Turbidez (uT)			0,96		0,50
										Cor aparente (uC)			14		3
										PH			7,65	6,35	6,58
										Temperatura (°C)			22,6		
13h00min (5 hora)	FDD	47,2	19,9	17	14,5	13	8,0	4,3	3,2	Turbidez (uT)			1,09		0,44
										Cor aparente (uC)			18		5
										PH			7,57	6,41	6,58
										Temperatura (°C)			22,6		
14h00min (6 hora)	FDD	52,0	20,3	17,3	14,6	13,1	8,1	4,3	3,2	Turbidez (uT)			1,06		0,52
										Cor aparente (uC)			16		5
										PH			7,66	6,45	6,54
										Temperatura (°C)			22,4		

Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta				
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD
15h00min (7 hora)	FDD	57,8	21	17,5	14,8	13,2	8,1	4,3	3,2	Turbidez (uT)			1,10		0,45
										Cor aparente (uC)			13		5
										PH			7,67	6,45	6,60
										Temperatura (°C)			22,4		
16h00min (8 horas)	FDD	64,7	21,8	17,8	15	13,4	8,2	4,3	3,3	Turbidez (uT)			1,13		0,47
										Cor aparente (uC)			19		5
										PH			7,62	6,48	6,60
										Temperatura (°C)			22,4		
17h00min (9 horas)	FDD	70,4	22,4	17,8	15,1	13,5	8,3	4,3	3,2	Turbidez (uT)			1,05		0,44
										Cor aparente (uC)			17	6,38	5
										PH			7,60		6,64
										Temperatura (°C)			22,3		
18h00min (10 horas)	FDD	76,2	23,3	18,3	15,3	13,6	8,3	4,3	3,2	Turbidez (uT)			0,9		0,42
										Cor aparente (uC)			14		2
										PH			7,61	6,43	6,55
										Temperatura (°C)			22,2		
19h00min (11 horas)	FDD	82,2	23,5	18,5	15,3	13,7	8,3	4,3	3,2	Turbidez (uT)			0,92		0,43
										Cor aparente (uC)			16		5
										PH			7,55	6,32	6,49
										Temperatura (°C)			22,2		

Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta				
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD
20h00min (12 horas)	FDD	89,2	25	18,7	15,5	13,7	8,3	4,3	3,2	Turbidez (uT)			1,10		0,48
										Cor aparente (uC)			12		1
										PH			7,57	6,30	6,48
										Temperatura (°C)			22		
21h00min (13 horas)	FDD	95	26	19,2	15,6	13,8	8,3	4,3	3,2	Turbidez (uT)			0,93		0,52
										Cor aparente (uC)			15		4
										PH			7,59	6,35	6,45
										Temperatura (°C)			21,8		
22h00min (14 horas)	FDD	101,6	27,2	19,7	16,0	14,3	8,5	4,3	3,3	Turbidez (uT)			0,9		0,59
										Cor aparente (uC)			16		6
										PH			7,66	6,35	6,48
										Temperatura (°C)			21,8		
23h00min (15 horas)	FDD	108,7	28,2	20	16,1	14,4	8,5	4,3	3,3	Turbidez (uT)			1,13		0,51
										Cor aparente (uC)			15		4
										PH			7,58	6,35	6,48
										Temperatura (°C)			21,8		
24h00min (16 horas)	FDD	115,4	29,3	20,2	16,1	14,4	8,5	4,3	3,3	Turbidez (uT)			1,02		0,56
										Cor aparente (uC)			12		1
										PH			7,61	6,39	6,49
										Temperatura (°C)			21,7		

Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta				
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD
01h00min (17 horas)	FDD	122,5	30,5	20,5	16,1	14,4	8,5	4,3	3,3	Turbidez (uT)			0,95		0,53
										Cor aparente (uC)			17		6
										PH			7,59	6,44	6,50
										Temperatura (°C)			21,6		
02h00min (18 horas)	FDD	130,0	32,7	21,6	16,7	15,0	8,7	4,3	3,2	Turbidez (uT)			0,97		0,54
										Cor aparente (uC)			16		5
										PH			7,56	6,43	6,64
										Temperatura (°C)			21,6		
03h00min (19 horas)	FDD	139,1	34,2	22,2	17	15,1	8,8	4,3	3,2	Turbidez (uT)			0,94		0,51
										Cor aparente (uC)			15		5
										PH			7,57	6,33	6,47
										Temperatura (°C)			21,5		
04h00min (20 horas)	FDD	146	35,4	22,3	17,1	15,2	8,8	4,3	3,2	Turbidez (uT)			1,08		0,53
										Cor aparente (uC)			14		3
										PH			7,56	6,32	6,44
										Temperatura (°C)			21,5		
05h00min (21 horas)	FDD	149,8	35,5	22,0	16,5	14,6	8,5	4,0	3,0	Turbidez (uT)			1,0		0,52
										Cor aparente (uC)			17		5
										PH			7,56	6,41	6,53
										Temperatura (°C)			21,5		

Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta					
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD	
06h00min (22 horas)	FDD	152	36,1	22,2	16,4	14,5	8,4	4,0	3,0	Turbidez (uT)			0,91		0,58	
										Cor aparente (uC)			14		5	
											PH			7,57	6,48	6,58
											Temperatura (°C)			21,6		
07h00min (23 horas)	FDD	162	37,8	22,2	16,6	14,6	8,4	4,2	3,0	Turbidez (uT)			0,85		0,53	
										Cor aparente (uC)			13		4	
											PH			7,60	6,48	6,67
											Temperatura (°C)			21,5		
08h00min (24 horas)	FDD	168,5	39	22,5	16,7	14,6	8,5	4,2	3,1	Turbidez (uT)			1,10		0,51	
										Cor aparente (uC)			16		7	
											PH			7,58	6,40	6,59
											Temperatura (°C)			21,6		
09h00min (25 horas)	FDD	177,7	40,5	22,6	16,7	14,6	8,4	4,2	3,1	Turbidez (uT)			1,04		0,47	
										Cor aparente (uC)			19		6	
											PH			7,58	6,37	6,52
											Temperatura (°C)			22		
10h00min (26 horas)	FDD	183,3	42,1	22,9	16,7	14,6	8,4	4,2	3,1	Turbidez (uT)			0,99		0,44	
										Cor aparente (uC)			14		5	
											PH			7,59	6,42	6,53
											Temperatura (°C)			22,5		

Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta					
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD	
12h00min (28,2 horas)	FDD	200,0	45,9	23,7	16,7	14,6	8,4	4,2	3,1	Turbidez (uT)			0,91		0,48	
										Cor aparente (uC)			18		5	
											PH			7,76	6,54	6,56
											Temperatura (°C)			22,5		
	FDD									Turbidez (uT)						
										Cor aparente (uC)						
											PH					
											Temperatura (°C)					
	FDD									Turbidez (uT)						
										Cor aparente (uC)						
											PH					
											Temperatura (°C)					
	FDD									Turbidez (uT)						
										Cor aparente (uC)						
											PH					
											Temperatura (°C)					



**Tabela C.3.1.3 – 3º Carreira de filtração (filtração direta descendente) – Ensaio1.3**

Natureza da Água: lagoa do Peri (Bruta) ou Água I		FDD		Dosagem de coagulante (mg/L): 20												
Vazão de alimentação do filtro (L/hora):		317		Dosagem de alcalinizante (mg/L): 1,0												
Taxa: (m <sup>3</sup> / m <sup>2</sup> .dia)		200		Dosagem de acidificante (mL/L):												
Obs: Ensaio 3- 3 Etapa – filtração Direta descendente				Dosagem da desinfecção co cloro:		Tempo de contato (min):										
Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta					
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD	
8h30mim	FDD										Turbidez (uT)	4,99				0,61
		20,3	16,2	14,6	13,0	12,0	7,5	4,0	3,0	Cor aparente (uC)	72				6	
											PH	6,75			5,24	5,57
											Temperatura (°C)	26,9				
9h00min	FDD										Turbidez (uT)	5,04				0,57
		30,0	16,4	14,9	13,2	12,7	7,6	4,0	3,0	Cor aparente (uC)	72				6	
											PH	6,83			5,28	5,51
											Temperatura (°C)	26,9				
9h30mim (1 hora)	FDD										Turbidez (uT)	4,99				0,60
		40,0	16,4	14,9	13,2	12,7	7,6	4,0	3,0	Cor aparente (uC)	74				7	
											PH	6,87			5,27	5,38
											Temperatura (°C)	27,1				



Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta					
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD	
14h30min (6 hora)	FDD	161,0	41,6	16,2	13,6	12,7	7,8	4,1	3,0	Turbidez (uT)	5,44				0,48	
										Cor aparente (uC)	78				2	
											PH	6,84			5,61	5,35
											Temperatura (°C)	27,1				
15h30min (7 hora)	FDD	184,0	52,3	17,6	13,7	12,7	7,8	4,1	3,0	Turbidez (uT)	5,06				0,41	
										Cor aparente (uC)	76				2	
											PH	6,67			5,52	5,31
											Temperatura (°C)	27,2				
16h30min (8 horas)	FDD	200,0	63,7	20,0	13,7	12,7	7,9	4,2	3,1	Turbidez (uT)	5,63				0,44	
										Cor aparente (uC)	80				3	
											PH	6,88			5,40	5,43
											Temperatura (°C)	27,1				

**Tabela C.3.1.4 – 4º Carreira de filtração (filtração direta descendente) – Ensaio 1.4**

Natureza da Água: 85% Filtrada em margem (poço) + 15% lagoa do Peri (Bruta) – Água de Estudo ou Água III		FDD		Dosagem de coagulante (mg/L): 11											
Vazão de alimentação do filtro (L/hora):		317		Dosagem de alcalinizante (MG/L):											
Taxa: (m <sup>3</sup> / m <sup>2</sup> .dia)		200		Dosagem de acidificante (mL/L): 2,4 mL de H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> 0,5N											
Obs: Ensaio 4 - 3 Etapa – mistura 85% FM + 15% Lagoa seguida de filtração Direta descendente				Dosagem da desinfecção co cloro:		Tempo de contato (min):									
Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta				
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD
8h00mim	FDD	19,5	17,0	15,3	13,3	12,1	7,9	4,3	3,3	Turbidez (uT)			1,7		2,02
										Cor aparente (uC)			27		27
										PH			7,61	6,37	6,45
										Temperatura (°C)			25,5		
8h30min	FDD	22,8	18,3	16,3	14,2	12,8	8,3	4,5	3,3	Turbidez (uT)			0,99		0,57
										Cor aparente (uC)			24		4
										PH			7,54	5,71	6,31
										Temperatura (°C)			25,4		
9h00mim (1 hora)	FDD	23,5	18,4	16,3	14,2	12,8	8,3	4,5	3,3	Turbidez (uT)			1,46		0,89
										Cor aparente (uC)			25		6
										PH			7,54	6,45	6,01
										Temperatura (°C)			25,4		

Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta				
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD
10h00min (2 hora)	FDD									Turbidez (uT)					
										Cor aparente (uC)					
									PH						
									Temperatura (°C)						
11h00min (3 hora)	FDD	30,2	20,4	17,7	15,2	13,8	8,7	4,6	3,3	Turbidez (uT)			1,44		0,86
										Cor aparente (uC)			34		14
									PH			7,73	6,62	6,81	
									Temperatura (°C)			25,4			
12h00min (4 hora)	FDD	34,6	21,3	18,2	15,6	14,1	8,7	4,6	3,3	Turbidez (uT)			1,27		0,69
										Cor aparente (uC)			27		6
									PH			7,63	6,41	6,57	
									Temperatura (°C)			25,4			
13h00min (5 hora)	FDD	39,7	22,3	18,6	16,0	14,3	8,8	4,7	3,3	Turbidez (uT)			1,24		0,56
										Cor aparente (uC)			26		6
									PH			7,72	6,46	6,52	
									Temperatura (°C)			25,6			
14h00min (6 hora)	FDD	45,5	23,0	19,2	16,3	14,8	8,9	4,7	3,3	Turbidez (uT)			1,4		0,67
										Cor aparente (uC)			26		3
									PH			7,66	6,43	6,48	
									Temperatura (°C)			25,1			

Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta				
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD
15h00min (7 hora)	FDD	51,5	24,8	19,8	16,7	15,2	9,0	4,7	3,3	Turbidez (uT)			1,48		0,54
										Cor aparente (uC)			31		6
										PH			7,72	6,41	6,39
										Temperatura (°C)			25,6		
16h00min (8 horas)	FDD	57,6	26,1	20,2	17,1	15,3	9,1	4,7	3,3	Turbidez (uT)			1,34		0,54
										Cor aparente (uC)			31		6
										PH			7,74	6,43	6,47
										Temperatura (°C)			25,3		
17h00min (9 horas)	FDD	62,8	27,7	20,1	17,5	15,8	9,3	4,8	3,3	Turbidez (uT)			1,30		0,52
										Cor aparente (uC)			30		6
										PH			7,68	6,59	6,54
										Temperatura (°C)			25		
18h00min (10 horas)	FDD	68,8	29,1	21,4	17,8	16,0	9,4	4,8	3,3	Turbidez (uT)			1,74		0,6
										Cor aparente (uC)			30		8
										PH			7,69	6,42	6,58
										Temperatura (°C)			24,5		
19h00min (11 horas)	FDD	76,3	30,8	22	18,1	16,3	9,4	4,8	3,3	Turbidez (uT)			1,40		0,54
										Cor aparente (uC)			28		7
										PH			7,66	6,45	6,49
										Temperatura (°C)			24,5		

Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta					
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD	
20h00min (12 horas)	FDD	84,5	32,5	22,3	18,3	16,5	9,5	4,8	3,3	Turbidez (uT)			1,64		0,52	
										Cor aparente (uC)			20		3	
											PH			7,72	6,28	6,38
											Temperatura (°C)			24,5		
21h00min (13 horas)	FDD	92,5	34,8	23	18,7	16,8	9,6	4,8	3,3	Turbidez (uT)			1,43		0,44	
										Cor aparente (uC)			30		6	
											PH			7,59	6,39	6,42
											Temperatura (°C)			24,5		
22h00min (14 horas)	FDD	100,0	37,0	23,5	19,0	17,0	9,7	4,8	3,3	Turbidez (uT)			1,52		0,45	
										Cor aparente (uC)			29		6	
											PH			7,6	6,41	6,38
											Temperatura (°C)			24,4		
23h00min (15 horas)	FDD									Turbidez (uT)						
										Cor aparente (uC)						
											PH					
											Temperatura (°C)					

**Tabela C.3.1.5 – 5º Carreira de filtração (filtração direta descendente) – Ensaio 1.5**

Natureza da Água: lagoa do Peri (Bruta) ou Água I		FDD		Dosagem de coagulante (mg/L): 20											
Vazão de alimentação do filtro (L/hora):		317		Dosagem de alcalinizante (mg/L): 1,0											
Taxa: (m <sup>3</sup> / m <sup>2</sup> .dia)		200		Dosagem de acidificante (mL/L):											
Obs: Ensaio 5 - 3 Etapa – filtração Direta descendente				Dosagem da desinfecção co cloro:		Tempo de contato (min):									
Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta				
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD
8h30mim	FDD									Turbidez (uT)	5,18				0,85
		22,2	16,3	15,0	13,2	12,1	8,0	4,4	3,0	Cor aparente (uC)	67			9	
										PH	6,76			5,55	5,73
										Temperatura (°C)	29,7				
9h00min	FDD									Turbidez (uT)	4,78				0,77
		32,7	16,4	15,0	13,2	12,1	8,0	4,4	3,0	Cor aparente (uC)	61			7	
										PH	6,84			5,63	5,71
										Temperatura (°C)	29,9				
9h30mim (1 hora)	FDD									Turbidez (uT)	4,43				0,65
		45,5	16,4	15,0	13,3	12,1	8,0	4,4	3,0	Cor aparente (uC)	60			7	
										PH	6,81			5,60	5,63
										Temperatura (°C)	30,0				



Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta					
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD	
10h30min (2 hora)	FDD	69,2	16,8	15,2	13,4	12,2	8,1	4,5	3,0	Turbidez (uT)	4,70				0,68	
										Cor aparente (uC)	72				6	
											PH	6,64			5,73	5,48
											Temperatura (°C)	29,7				
11h30min (3 horas)	FDD	96,7	16,9	15,2	13,4	12,2	8,1	4,5	3,0	Turbidez (uT)	4,78				0,62	
										Cor aparente (uC)	67				6	
											PH	6,80			5,44	5,50
											Temperatura (°C)	29,8				
12h30min (4 horas)	FDD	120,3	20,5	15,4	13,5	12,2	8,1	4,5	3,0	Turbidez (uT)	5,05				0,64	
										Cor aparente (uC)	67				5	
											PH	6,80			5,57	5,43
											Temperatura (°C)	29,5				
13h30min (5 horas)	FDD	145,4	25,0	15,7	13,5	12,2	8,1	4,5	3,0	Turbidez (uT)	5,15				0,58	
										Cor aparente (uC)	67				5	
											PH	6,82			5,52	5,32
											Temperatura (°C)	29,0				

Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta					
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD	
14h30min (6 horas)	FDD	170,4	30,7	16,3	13,6	12,3	8,1	4,5	3,0	Turbidez (uT)	4,93				0,57	
										Cor aparente (uC)	68				5	
											PH	6,82			5,39	5,29
											Temperatura (°C)	29,0				
15h45min (7,25 horas)	FDD	200,0	39,7	18,0	13,7	12,4	8,1	4,5	3,0	Turbidez (uT)	5,86				0,47	
										Cor aparente (uC)	77				4	
											PH	6,83			5,53	5,31
											Temperatura (°C)	28,2				

**Tabela C.3.1.6 – 6º Carreira de filtração (filtração direta descendente) – Ensaio 1.6**

Natureza da Água: 85% Filtrada em margem (poço) + 15% lagoa do Peri (Bruta) – Água de Estudo ou Água III		FDD		Dosagem de coagulante (mg/L): 11											
Vazão de alimentação do filtro (L/hora):		317		Dosagem de alcalinizante (MG/L):											
Taxa: (m <sup>3</sup> / m <sup>2</sup> .dia)		200		Dosagem de acidificante (mL/L): 2,4 mL de H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> 0,5N											
Obs: Ensaio 6 - 3 Etapa – mistura 85% FM + 15% Lagoa seguida de filtração Direta descendente				Dosagem da desinfecção co cloro:		Tempo de contato (min):									
Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta				
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD
8h00mim	FDD	20,5	17,7	16,0	14,0	12,7	8,2	4,5	3,2	Turbidez (uT)			1,38		0,97
										Cor aparente (uC)			24		9
										PH			7,48	6,36	5,78
										Temperatura (°C)			27,7		
8h30min	FDD	24,2	19,1	17,2	15,1	13,6	8,8	4,7	3,3	Turbidez (uT)			1,21		0,21
										Cor aparente (uC)			29		3
										PH			7,56	6,36	6,52
										Temperatura (°C)			25,4		
9h00mim (1 hora)	FDD	27,3	20,0	17,7	15,5	14,0	9,0	4,8	3,4	Turbidez (uT)			1,18		0,62
										Cor aparente (uC)			29		5
										PH			7,88	6,42	6,61
										Temperatura (°C)			25,4		

Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta				
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD
10h00min (2 hora)	FDD	32,8	20,6	18,1	15,7	14,2	9	4,8	3,4	Turbidez (uT)			1,31		0,57
										Cor aparente (uC)			31		5
										PH			7,66	6,47	6,61
										Temperatura (°C)			25,7		
11h00min (3 hora)	FDD	40,0	21,7	18,7	16,2	14,7	9,2	4,8	3,4	Turbidez (uT)			1,55		0,62
										Cor aparente (uC)			32		5
										PH			7,61	6,39	6,42
										Temperatura (°C)			26,2		
12h00min (4 hora)	FDD	46,7	22,5	19,1	16,4	15	9,3	4,8	3,4	Turbidez (uT)			1,22		0,57
										Cor aparente (uC)			29		6
										PH			7,73	6,40	6,43
										Temperatura (°C)			25,9		
13h00min (5 hora)	FDD	54,3	23,7	19,7	16,7	15,2	9,4	4,8	3,4	Turbidez (uT)			1,31		0,52
										Cor aparente (uC)			29		5
										PH			7,53	6,38	6,36
										Temperatura (°C)			25,4		
14h00min (6 hora)	FDD	61,1	25,0	20,3	17,3	15,5	9,5	4,9	3,4	Turbidez (uT)			1,34		0,51
										Cor aparente (uC)			29		5
										PH			7,54	6,4	6,42
										Temperatura (°C)			25,5		

Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta				
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD
15h00min (7 hora)	FDD	68,5	26,6	20,8	17,5	15,8	9,6	4,9	3,4	Turbidez (uT)			1,27		0,69
										Cor aparente (uC)			30		9
										PH			7,68	6,40	6,40
										Temperatura (°C)			25,4		
16h00min (8 horas)	FDD	76,2	28,1	21,3	18,0	16,2	9,7	4,9	3,4	Turbidez (uT)			1,33		0,47
										Cor aparente (uC)			31		5
										PH			7,75	6,39	6,41
										Temperatura (°C)			25		
17h00min (9 horas)	FDD	84,8	30,0	21,9	18,2	16,4	9,8	4,9	3,4	Turbidez (uT)			1,48		0,49
										Cor aparente (uC)			27		5
										PH			7,56	6,39	6,34
										Temperatura (°C)			25,1		
18h00min (10 horas)	FDD	93,7	32,2	22,6	18,5	16,7	9,9	4,9	3,4	Turbidez (uT)			1,56		0,5
										Cor aparente (uC)			18		2
										PH			7,72	6,36	6,37
										Temperatura (°C)			24,5		
19h00min (11 horas)	FDD	101,7	34,3	23,2	18,7	17,0	10,0	4,7	3,3	Turbidez (uT)			1,5		0,49
										Cor aparente (uC)			23		5
										PH			7,65	6,37	6,35
										Temperatura (°C)			24,5		

**Tabela C.3.1.7 – 7º Carreira de filtração (filtração direta descendente) – Ensaio 1.8**

Natureza da Água: lagoa do Peri (Bruta) ou Água I		FDD		Dosagem de coagulante (mg/L): 20											
Vazão de alimentação do filtro (L/hora):		317		Dosagem de alcalinizante (mg/L): 1,0											
Taxa: (m <sup>3</sup> / m <sup>2</sup> .dia)		200		Dosagem de acidificante (mL/L):											
Obs: Ensaio 7 - 3 Etapa – filtração Direta descendente				Dosagem da desinfecção co cloro:		Tempo de contato (min):									
Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta				
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD
8h30min	FDD	20,5	19,5	15,5	13,8	12,5	8,2	4,5	3,0	Turbidez (uT)	4,43				0,88
										Cor aparente (uC)	66				9
										PH	7,19			5,64	6,44
										Temperatura (°C)	27,1				
9h00min	FDD	29,2	19,5	15,5	13,8	12,5	8,2	4,5	3,0	Turbidez (uT)	4,68				0,80
										Cor aparente (uC)	75				8
										PH	6,80			5,86	6,27
										Temperatura (°C)	27,3				
9h30min (1 hora)	FDD	42,5	19,5	15,5	13,8	12,5	8,2	4,5	3,0	Turbidez (uT)	5,21				0,60
										Cor aparente (uC)	76				8
										PH	6,80			5,58	6,06
										Temperatura (°C)	27,5				

Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta					
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD	
10h30min (2 hora)	FDD	75,0	19,5	15,5	13,8	12,5	8,2	4,5	3,0	Turbidez (uT)	5,27				0,54	
										Cor aparente (uC)	73				6	
											PH	6,86			5,65	5,85
											Temperatura (°C)	28,2				
11h30min (3 horas)	FDD	100,0	19,7	15,5	13,8	12,5	8,2	4,5	3,0	Turbidez (uT)	5,16				0,55	
										Cor aparente (uC)	78				6	
											PH	6,95			5,48	5,72
											Temperatura (°C)	28,4				
12h30min (4 horas)	FDD	123,0	22,0	15,7	13,8	12,5	8,2	4,5	3,0	Turbidez (uT)	5,28				0,54	
										Cor aparente (uC)	81				6	
											PH	6,95			5,41	5,65
											Temperatura (°C)	27,2				
13h30min (5 horas)	FDD	133,0	28,7	17,9	15,2	13,7	8,7	4,7	3,2	Turbidez (uT)	5,60				0,54	
										Cor aparente (uC)	81				6	
											PH	6,98			5,63	5,78
											Temperatura (°C)	26,9				

Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta					
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD	
14h30min (6 horas)	FDD	165,0	32,7	17,9	15,2	13,7	8,7	4,7	3,2	Turbidez (uT)	5,24				0,56	
										Cor aparente (uC)	78				6	
											PH	6,95			5,49	5,79
											Temperatura (°C)	27,2				
15h30min (7 horas)	FDD	195,0	41,0	18,5	15,2	13,7	8,7	4,7	3,2	Turbidez (uT)	5,02				0,34	
										Cor aparente (uC)	75				6	
											PH	6,97			5,50	5,67
											Temperatura (°C)	27,0				
15h45min (7,25 horas)	FDD	200,0	43,2	19,0	15,2	13,7	8,7	4,7	3,2	Turbidez (uT)	5,13				0,30	
										Cor aparente (uC)	75				6	
											PH	6,90			5,50	5,66
											Temperatura (°C)	27,0				



**Tabela C.3.1.8 – 8º Carreira de filtração (filtração direta descendente) – Ensaio 1.9**

Natureza da Água: 85% Filtrada em margem (poço) + 15% lagoa do Peri (Bruta) – Água de Estudo ou Água III		FDD		Dosagem de coagulante (mg/L): 11											
Vazão de alimentação do filtro (L/hora):		317		Dosagem de alcalinizante (mg/L):											
Taxa: (m <sup>3</sup> / m <sup>2</sup> .dia)		200		Dosagem de acidificante (mL/L): 2,4 mL de H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> 0,5N											
Obs: Ensaio 8 - 3 Etapa – mistura 85% FM + 15% Lagoa seguida de filtração Direta descendente				Dosagem da desinfecção co cloro:		Tempo de contato (min):									
Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta				
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD
8h00min	FDD	20,5	18,2	16,8	15,0	13,6	8,8	4,8	3,3	Turbidez (uT)			1,27		0,83
										Cor aparente (uC)			24		8
										PH			7,77	6,47	6,40
										Temperatura (°C)			26		
8h30min	FDD	22,9	19,3	17,9	15,8	14,3	9,2	5,0	3,3	Turbidez (uT)			1,27		0,67
										Cor aparente (uC)			19		6
										PH			7,52	6,2	6,57
										Temperatura (°C)			24,6		
9h00min (1 hora)	FDD	24,8	19,7	18,0	15,8	14,4	9,3	5,0	3,3	Turbidez (uT)			1,51		0,62
										Cor aparente (uC)			26		6
										PH			7,5	6,35	6,66
										Temperatura (°C)			24,9		

Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta				
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD
10h00min (2 hora)	FDD	28,9	20,7	18,8	16,6	15	9,5	5,0	3,3	Turbidez (uT)			1,10		0,60
										Cor aparente (uC)			26		6
										PH			7,57	6,34	6,71
										Temperatura (°C)			25,5		
11h00min (3 hora)	FDD	34,9	21,3	19,3	16,9	15,4	9,6	5,0	3,3	Turbidez (uT)			1,63		0,56
										Cor aparente (uC)			26		5
										PH			7,45	6,42	6,72
										Temperatura (°C)			25,8		
12h00min (4 hora)	FDD	39,8	22,3	19,9	17,3	15,7	9,7	5,1	3,4	Turbidez (uT)			1,55		0,50
										Cor aparente (uC)			28		5
										PH			7,52	6,45	6,60
										Temperatura (°C)			26		
13h00min (5 hora)	FDD	45,6	22,7	20,2	17,4	15,8	9,7	5,1	3,4	Turbidez (uT)			1,28		0,57
										Cor aparente (uC)			28		5
										PH			7,66	6,34	6,48
										Temperatura (°C)			26,3		
14h00min (6 hora)	FDD	52,0	23,6	20,7	17,8	16,2	9,8	5,1	3,4	Turbidez (uT)			1,14		0,55
										Cor aparente (uC)			29		5
										PH			7,52	6,35	6,48
										Temperatura (°C)			27,4		

Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta				
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD
15h00min (7 hora)	FDD	58,3	24,5	21,3	18,3	16,5	10	5,1	3,4	Turbidez (uT)			1,04		0,55
										Cor aparente (uC)			34		6
										PH			7,89	6,43	6,59
										Temperatura (°C)			26,1		
16h00min (8 horas)	FDD	65,1	25,6	20,7	17,8	16,2	9,8	5,1	3,4	Turbidez (uT)			1,47		0,54
										Cor aparente (uC)			35		5
										PH			7,76	6,44	6,54
										Temperatura (°C)			26,3		
17h00min (9 horas)	FDD	71,0	26,7	22,3	19,0	17,2	10,2	5,2	3,4	Turbidez (uT)			1,41		0,61
										Cor aparente (uC)			32		6
										PH			7,73	6,48	6,58
										Temperatura (°C)			26,3		
18h00min (10 horas)	FDD	80,3	28,2	23,0	19,5	17,7	10,4	5,2	3,4	Turbidez (uT)			1,23		0,7
										Cor aparente (uC)			28		6
										PH			7,84	6,5	6,61
										Temperatura (°C)			25		
19h00min (11 horas)	FDD	88,7	21,5	23,7	19,8	18	10,5	5,2	3,3	Turbidez (uT)			1,35		0,69
										Cor aparente (uC)			33		6
										PH			7,80	6,42	6,50
										Temperatura (°C)			25		

Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta				
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD
20h00min (12,35horas)	FDD	101,5	31,5	24,5	20,5	18,4	10,7	5,2	3,4	Turbidez (uT)			1,24		0,57
										Cor aparente (uC)			30		5
											PH			7,84	6,44
	FDD									Turbidez (uT)					
										Cor aparente (uC)					
											PH				
	FDD									Turbidez (uT)					
										Cor aparente (uC)					
											PH				
	FDD									Turbidez (uT)					
										Cor aparente (uC)					
											PH				
	FDD									Turbidez (uT)					
										Cor aparente (uC)					
											PH				

### C.3.2 - Planilhas de acompanhamento das carreiras de filtração da Série 2

**Tabela C.3.2.1 – 1º Carreira de filtração (filtração direta descendente) – Ensaio 2.1**

Natureza da Água: lagoa do Peri (Bruta) ou Água I		FDD		Dosagem de coagulante (mg/L): 16											
Vazão de alimentação do filtro (L/hora):		317		Dosagem de alcalinizante (mg/L):											
Taxa: (m <sup>3</sup> / m <sup>2</sup> .dia)		200		Dosagem de acidificante (mL/L):											
Obs: Ensaio1 - 3 Etapa – filtração Direta descendente e desinfecção com cloro				Dosagem da desinfecção co cloro: 1mg/L):		Tempo de contato (min): 30									
Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta				
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD
8h30mim	FDD	17,9	14	12,7	11,2	9,8	6	3	2,5	Turbidez (uT)	3,33				0,62
										Cor aparente (uC)	59				6
										PH	6,79			5,40	5,07
										Temperatura (°C)	25,5				
9h00min	FDD	25,2	13,5	12,3	10,7	9,7	6	3	2,5	Turbidez (uT)	2,92				0,46
										Cor aparente (uC)	55				3
										PH	6,88			5,70	5,19
										Temperatura (°C)	25,4				
9h30mim (1 hora)	FDD	34,9	13,5	12,3	10,6	9,7	6	3	2,4	Turbidez (uT)	3,31				0,46
										Cor aparente (uC)	53				8
										PH	6,83			5,40	5,12
										Temperatura (°C)	25,6				

Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta				
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD
10h30min (2 hora)	FDD	54,8	13,4	12,1	10,5	9,4	6	3	2,4	Turbidez (uT)	3,61				0,44
										Cor aparente (uC)	55				7
										PH	6,88			5,3	5,15
										Temperatura (°C)	25,7				
11h30min (3 hora)	FDD	74	14	12,3	10,6	9,6	6	3	2,5	Turbidez (uT)	3,31				0,51
										Cor aparente (uC)	54				6
										PH	6,92			5,72	5,22
										Temperatura (°C)	26,4				
12h30min (4 hora)	FDD	91,2	15,3	12,3	10,6	9,6	6	3	2,5	Turbidez (uT)	2,86				0,53
										Cor aparente (uC)	54				9
										PH	7,0			5,70	5,25
										Temperatura (°C)	26,9				
13h30min (5 hora)	FDD	109	18	12,5	10,6	9,6	6	3	2,4	Turbidez (uT)	3,24				0,48
										Cor aparente (uC)	53				5
										PH	6,97			5,76	5,27
										Temperatura (°C)	27				
14h30min (6 hora)	FDD	127,8	21,5	12,7	10,5	9,5	6	3	2,4	Turbidez (uT)	3,97				0,48
										Cor aparente (uC)	52				4
										PH	7,02			5,68	5,30
										Temperatura (°C)	27,5				

Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta					
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD	
15h30min (7 hora)	FDD	145,7	25,8	13,5	10,5	9,5	6	3	2,4	Turbidez (uT)	3,76				0,40	
										Cor aparente (uC)	50				3	
											PH	7,01			5,71	5,32
											Temperatura (°C)	27,5				
16h30min (8 horas)	FDD	161,3	30	14,7	10,5	9,5	6	3	2,4	Turbidez (uT)	4,56				0,44	
										Cor aparente (uC)	53				3	
											PH	7,01			5,67	5,31
											Temperatura (°C)	28				
17h30min (9 horas)	FDD	181,5	35,7	16,6	10,4	9,5	6	3	2,4	Turbidez (uT)	3,47				0,45	
										Cor aparente (uC)	45				ND	
											PH	7,02			5,62	5,35
											Temperatura (°C)	27,7				
18h40min (10 horas)	FDD	200,0	41,3	18,7	10,4	9,5	6	3	2,4	Turbidez (uT)	3,69				0,40	
										Cor aparente (uC)	47				ND	
											PH	7,0			5,64	5,26
											Temperatura (°C)	27,5				

**Tabela C.3.2.2 – 2º Carreira de filtração (filtração direta descendente) – Ensaio 2.2**

Natureza da Água: 85% Filtrada em margem (poço) + 15% lagoa do Peri (Bruta) – Água de Estudo ou Água III		FDD		Dosagem de coagulante (mg/L): 10											
Vazão de alimentação do filtro (L/hora):		317		Dosagem de alcalinizante (MG/L):											
Taxa: (m <sup>3</sup> / m <sup>2</sup> .dia)		200		Dosagem de acidificante (mL/L): 1,5 mL de H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> 1N											
Obs: Ensaio 2 - 3 Etapa – mistura 85% FM + 15% Lagoa seguida de filtração Direta descendente e desinfecção com cloro				Dosagem da desinfecção co cloro: 1mg/L):		Tempo de contato (min): 30									
Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta				
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD
8h00mim	FDD	17,5	15	13,7	12	10,7	6,7	3,3	2,7	Turbidez (uT)			0,89		0,59
										Cor aparente (uC)			14		5
										PH			7,64	5,63	4,84
										Temperatura (°C)			23		
8h30min	FDD	18,6	14,9	13,6	11,8	10,6	6,7	3,3	2,7	Turbidez (uT)			1,05		0,34
										Cor aparente (uC)			16		4
										PH			7,49	5,62	4,99
										Temperatura (°C)			23		
9h00mim (1 hora)	FDD	20,2	15	13,7	11,8	10,6	6,7	3,3	2,7	Turbidez (uT)			0,80		0,38
										Cor aparente (uC)			15		4
										PH			7,67	5,52	5,14
										Temperatura (°C)			23		



Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta				
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD
10h00min (2 hora)	FDD	23,8	15,2	13,8	11,8	10,6	6,7	3,3	2,7	Turbidez (uT)			0,82		0,31
										Cor aparente (uC)			16		4
										PH			7,61	5,56	5,55
										Temperatura (°C)			23		
11h00min (3 hora)	FDD	27,8	15,3	13,9	12	10,7	6,7	3,3	2,7	Turbidez (uT)			0,90		0,35
										Cor aparente (uC)			15		4
										PH			7,62	5,58	5,65
										Temperatura (°C)			23,8		
12h00min (4 hora)	FDD	31,5	15,3	13,9	12	10,7	6,7	3,3	2,7	Turbidez (uT)			0,75		0,34
										Cor aparente (uC)			16		5
										PH			7,71	6,01	5,79
										Temperatura (°C)			24		
13h00min (5 hora)	FDD	40,2	15,4	13,8	12	10,5	6,7	3,3	2,7	Turbidez (uT)			0,76		0,27
										Cor aparente (uC)			16		3
										PH			7,66	5,48	5,57
										Temperatura (°C)			24,5		
14h00min (6 hora)	FDD	42,7	15,3	13,8	11,8	10,5	6,7	3,3	2,7	Turbidez (uT)			0,9		0,28
										Cor aparente (uC)			17		4
										PH			7,63	5,74	5,61
										Temperatura (°C)			24,5		

Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta				
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD
15h00min (7 hora)	FDD	48,7	15,3	13,7	11,7	10,5	6,7	3,3	2,7	Turbidez (uT)			0,92		0,29
										Cor aparente (uC)			14		1
										PH			7,64	5,46	5,60
										Temperatura (°C)			24,7		
16h00min (8 horas)	FDD	54,2	15,5	13,7	11,7	10,5	6,7	3,3	2,7	Turbidez (uT)			1,01		0,31
										Cor aparente (uC)			17		4
										PH			7,69	4,43	5,46
										Temperatura (°C)			25		
17h00min (9 horas)	FDD	57,7	15,6	13,7	11,7	10,5	6,5	3,3	2,7	Turbidez (uT)			0,95		0,29
										Cor aparente (uC)			18		4
										PH			7,11	5,61	5,05
										Temperatura (°C)			24,9		
18h00min (10 horas)	FDD	62,4	16	13,7	11,6	10,5	6,5	3,3	2,7	Turbidez (uT)			0,99		0,31
										Cor aparente (uC)			19		1
										PH			7,61	5,62	5,30
										Temperatura (°C)			24,5		
19h00min (11 horas)	FDD	77,2	16	13,7	11,5	10,4	6,5	3,3	2,7	Turbidez (uT)			0,98		0,27
										Cor aparente (uC)			17		3
										PH			7,65	5,93	5,38
										Temperatura (°C)			24,6		

Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta				
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD
20h00min (12 horas)	FDD	77,4	16,7	14	11,8	10,4	6,4	3,2	2,7	Turbidez (uT)			1,15		0,42
										Cor aparente (uC)			19		1
										PH			7,61	5,62	5,68
										Temperatura (°C)			24,3		
21h00min (13 horas)	FDD	82,8	17,3	13,8	11,8	10,5	6,4	3,2	2,7	Turbidez (uT)			0,92		0,29
										Cor aparente (uC)			17		5
										PH			7,70	5,73	5,67
										Temperatura (°C)			24		
22h00min (14 horas)	FDD	89	17,5	13,5	11,5	10,4	6,4	3,0	2,6	Turbidez (uT)			0,95		0,26
										Cor aparente (uC)			19		3
										PH			7,60	5,64	5,72
										Temperatura (°C)			23,8		
23h00min (15 horas)	FDD	95	17,8	13,7	11,6	10,3	6,4	3,0	2,6	Turbidez (uT)			1,04		0,25
										Cor aparente (uC)			18		2
										PH			7,59	5,37	5,64
										Temperatura (°C)			24		
24h00min (16 horas)	FDD	104,2	18,8	14,2	11,6	10,3	6,4	3,2	2,7	Turbidez (uT)			0,91		0,23
										Cor aparente (uC)			16		3
										PH			7,56	5,37	5,59
										Temperatura (°C)			24		

Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta				
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD
01h00min (17 horas)	FDD	109,3	19,4	14,3	11,6	10,6	6,4	3,2	2,7	Turbidez (uT)			0,95		0,31
										Cor aparente (uC)			14		4
										PH			7,50	5,57	5,48
										Temperatura (°C)			23,5		
02h00min (18 horas)	FDD	117	20,0	14,3	11,8	10,6	6,4	3,2	2,7	Turbidez (uT)			0,91		0,26
										Cor aparente (uC)			15		4
										PH			7,5	5,39	5,41
										Temperatura (°C)			23,5		
03h00min (19 horas)	FDD	123,3	21,0	14,8	12	10,6	6,4	3,2	2,7	Turbidez (uT)			1,0		0,23
										Cor aparente (uC)			25		3
										PH			7,55	5,48	5,47
										Temperatura (°C)			24		
04h00min (20 horas)	FDD	128,6	21,2	14,9	12	10,6	6,4	3,2	2,7	Turbidez (uT)			0,94		0,32
										Cor aparente (uC)			26		3
										PH			7,67	5,47	5,36
										Temperatura (°C)			23		
05h00min (21 horas)	FDD	131,5	22,4	15,1	12	10,6	6,4	3,2	2,7	Turbidez (uT)			0,99		0,34
										Cor aparente (uC)			18		3
										PH			7,58	5,62	5,4
										Temperatura (°C)			23,5		

Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta					
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD	
06h00min (22 horas)	FDD	138,9	23,2	15,4	11,9	10,6	6,4	3,2	2,7	Turbidez (uT)			0,87		0,28	
										Cor aparente (uC)			19		5	
											PH			7,62	5,67	5,19
											Temperatura (°C)			23,3		
07h00min (23 horas)	FDD	143,0	24,0	15,5	11,9	10,6	6,4	3,2	2,7	Turbidez (uT)			0,94		0,31	
										Cor aparente (uC)			22		3	
											PH			7,58	5,65	5,47
											Temperatura (°C)			24		
08h00min ( 24 horas)	FDD	147,0	24,8	15,8	11,7	10,6	6,4	3,2	2,7	Turbidez (uT)			0,92		0,30	
										Cor aparente (uC)			17		3	
											PH			7,66	5,65	5,6
											Temperatura (°C)			24,5		
09h00min (25 horas)	FDD	150,0	25,0	15,8	11,7	10,6	6,4	3,2	2,7	Turbidez (uT)			0,86		0,30	
										Cor aparente (uC)			18		3	
											PH			7,69	5,7	5,63
											Temperatura (°C)			23,5		
10h00min (26 horas)	FDD									Turbidez (uT)						
										Cor aparente (uC)						
											PH					
											Temperatura (°C)					

**Tabela C.3.2.3 – 3º Carreira de filtração (filtração direta descendente) – Ensaio 2.3**

Natureza da Água: lagoa do Peri (Bruta)		FDD				Dosagem de coagulante (mg/L): 16									
Vazão de alimentação do filtro (L/hora):		317				Dosagem de alcalinizante (mg/L):									
Taxa: (m <sup>3</sup> / m <sup>2</sup> .dia)		200				Dosagem de acidificante (mL/L):									
Obs: Ensaio 3 - 3 Etapa – filtração Direta descendente e desinfecção com cloro						Dosagem da desinfecção co cloro: 1mg/L):		Tempo de contato (min): 30							
Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta				
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD
9h30mim	FDD	18,3	13,7	12,9	11	10,3	6,1	2,9	2,4	Turbidez (uT)	3,13				1,12
										Cor aparente (uC)	54				14
										PH	6,72			5,87	5,39
										Temperatura (°C)	24,5				
10h00min	FDD	27,3	15,5	14	12,3	10,8	6,5	3,2	2,5	Turbidez (uT)	2,89				0,61
										Cor aparente (uC)	53				13
										PH	6,79			5,79	5,26
										Temperatura (°C)	24,5				
10h30mim (1 hora)	FDD	37,0	15,5	14,2	12,3	11	6,5	3,2	2,5	Turbidez (uT)	3,12				0,59
										Cor aparente (uC)	49				8
										PH	6,78			5,75	5,39
										Temperatura (°C)	24,5				

Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta				
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD
11h30min (2 hora)	FDD	54,7	16,0	14,2	12,3	11	6,5	3,2	2,5	Turbidez (uT)	3,15				0,68
										Cor aparente (uC)	55				2
										PH	6,72			5,81	5,49
										Temperatura (°C)	24,4				
12h30min (3 hora)	FDD	74,6	16,2	14	12,3	11	6,5	3,2	2,5	Turbidez (uT)	3,04				0,56
										Cor aparente (uC)	49				2
										PH	6,99			5,56	5,48
										Temperatura (°C)	24,3				
13h30min (4 hora)	FDD	93,6	18,5	14,2	12,2	11	6,5	3,2	2,5	Turbidez (uT)	2,93				0,62
										Cor aparente (uC)	50				5
										PH	6,85			5,59	5,44
										Temperatura (°C)	24,4				
14h30min (5 hora)	FDD	118	21,9	14,4	12	11	6,5	3,2	2,5	Turbidez (uT)	3,47				0,57
										Cor aparente (uC)	51				3
										PH	6,85			5,59	5,43
										Temperatura (°C)	24,5				
15h30min (6 hora)	FDD	130,7	25,8	14,9	12,1	11	6,5	3,2	2,5	Turbidez (uT)	3,15				0,50
										Cor aparente (uC)	48				3
										PH	6,83			5,65	5,40
										Temperatura (°C)	24				

Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta					
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD	
16h30min (7 hora)	FDD	152	31,7	16	12,1	11	6,5	3,2	2,5	Turbidez (uT)	3,10				0,50	
										Cor aparente (uC)	49				5	
											PH	6,82			5,55	5,37
											Temperatura (°C)	24				
17h30min (8 horas)	FDD	165,8	36,6	17,4	12,2	11	6,5	3,2	2,5	Turbidez (uT)	3,31				0,45	
										Cor aparente (uC)	51				4	
											PH	6,83		5,67		5,36
											Temperatura (°C)	24,2				
18h30min (9 horas)	FDD	180,0	42,7	19,4	12,2	11	6,5	3,2	2,5	Turbidez (uT)	3,39				0,51	
										Cor aparente (uC)	55				5	
											PH	6,84		5,68		5,36
											Temperatura (°C)	24,5				
19h46min (10 horas)	FDD	200,0	50,8	22,7	12,2	11	6,5	3,2	2,5	Turbidez (uT)	3,01				0,50	
										Cor aparente (uC)	54				4	
											PH	6,8		5,69		5,38
											Temperatura (°C)	24,5				



**Tabela C.3.2.4 – 4º Carreira de filtração (filtração direta descendente) – Ensaio 2.4**

Natureza da Água: 85% Filtrada em margem (poço) + 15% lagoa do Peri (Bruta) – Água de Estudo ou Água III		FDD				Dosagem de coagulante (mg/L): 10									
Vazão de alimentação do filtro (L/hora):		317				Dosagem de alcalinizante (MG/L):									
Taxa: (m <sup>3</sup> / m <sup>2</sup> .dia)		200				Dosagem de acidificante (mL/L): 1,5 mL de H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> 1N									
Obs: Ensaio - 3 Etapa – mistura 85% FM + 15% Lagoa seguida de filtração Direta descendente e desinfecção com cloro						Dosagem da desinfecção co cloro: 1mg/L):		Tempo de contato (min): 30							
Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta				
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD
9h40mim	FDD	16,7	13,4	12,7	10,7	7,9	6,1	2,8	2,4	Turbidez (uT)			0,80		0,96
										Cor aparente (uC)			15		11
										PH			7,53	5,83	4,87
										Temperatura (°C)			23,7		
10h10min	FDD	18,0	13,6	12,7	10,6	9,7	6,1	2,9	2,4	Turbidez (uT)			1,03		0,36
										Cor aparente (uC)			24		5
										PH			7,50	5,28	4,86
										Temperatura (°C)			23,5		
10h40mim (1 hora)	FDD	20,4	14	12,7	10,6	9,9	6,1	3,0	2,4	Turbidez (uT)			0,93		0,32
										Cor aparente (uC)			19		7
										PH			7,50	5,55	5,10
										Temperatura (°C)			23,4		

Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta				
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD
11h40min (2 hora)	FDD	25	14,3	12,8	11	10	6,1	3,0	2,4	Turbidez (uT)			0,75		0,38
										Cor aparente (uC)			21		4
										PH			7,51	5,44	5,41
										Temperatura (°C)			23,6		
12h40min (3 hora)	FDD	31,4	14,6	13	11,1	10	6,1	3,0	2,4	Turbidez (uT)			0,86		0,38
										Cor aparente (uC)			20		5
										PH			7,60	5,69	5,64
										Temperatura (°C)			24		
13h40min (4 hora)	FDD	34,6	14,6	13	11,1	10	6,1	3,0	2,4	Turbidez (uT)			0,89		0,29
										Cor aparente (uC)			25		4
										PH			7,60	5,68	5,70
										Temperatura (°C)			24,3		
14h40min (5 hora)	FDD	39,8	14,7	12,9	11	10	6,1	3,0	2,4	Turbidez (uT)			0,9		0,29
										Cor aparente (uC)			23		4
										PH			7,61	5,78	5,71
										Temperatura (°C)			24,3		
15h40min (6 hora)	FDD	44,9	14,9	13	11	10	6,1	3,0	2,4	Turbidez (uT)			0,8		0,30
										Cor aparente (uC)			22		5
										PH			7,60	5,69	5,51
										Temperatura (°C)			24,4		

Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta				
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD
16h40min (7 hora)	FDD	50,4	15	13	11	10	6,1	3,0	2,4	Turbidez (uT)			1,23		0,51
										Cor aparente (uC)			18		2
										PH			7,56	5,77	5,75
										Temperatura (°C)			24,5		
17h40min (8 horas)	FDD	57,0	15,5	13,0	11	10	6,1	3,0	2,4	Turbidez (uT)			0,93		0,44
										Cor aparente (uC)			19		3
										PH			7,57	5,59	5,56
										Temperatura (°C)			24,4		
18h40min (9 horas)	FDD	62,6	15,8	13,3	11,2	10	6,1	3,0	2,4	Turbidez (uT)			0,86		0,36
										Cor aparente (uC)			13		2
										PH			7,62	5,47	5,52
										Temperatura (°C)			24,4		
19h40min (10 horas)	FDD	67,2	16,4	13,3	11,2	10	6,1	3,0	2,4	Turbidez (uT)			1,20		0,31
										Cor aparente (uC)			16		3
										PH			7,65	5,76	5,67
										Temperatura (°C)			24,0		
20h40min (11 horas)	FDD	72,2	17,0	13,3	11,2	10	6,1	3,0	2,4	Turbidez (uT)			0,98		0,43
										Cor aparente (uC)			13		3
										PH			7,59	5,69	5,67
										Temperatura (°C)			24,0		

Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta					
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD	
21h40min (12 horas)	FDD	77,7	17,6	13,4	11,3	10	6,1	3,0	2,4	Turbidez (uT)			1,04		0,32	
										Cor aparente (uC)			12		ND	
											PH			7,56	5,60	5,63
											Temperatura (°C)			24,1		
22h40min (13 horas)	FDD	83,4	18,3	13,6	11,3	10	6,1	3,0	2,4	Turbidez (uT)			1,07		0,29	
										Cor aparente (uC)			18		ND	
											PH			7,54	5,48	5,72
											Temperatura (°C)			23,7		
23h40min (14 horas)	FDD	90,0	19,0	13,7	11,3	10	6,1	3,0	2,4	Turbidez (uT)			1,01		0,39	
										Cor aparente (uC)			17		1	
											PH			7,50	5,50	5,48
											Temperatura (°C)			24,7		
00h40min (15 horas)	FDD	94,7	19,8	14,0	11,3	10	6,1	3,0	2,4	Turbidez (uT)			0,97		0,33	
										Cor aparente (uC)			14		1	
											PH			7,46	5,67	5,58
											Temperatura (°C)			23,5		
01h48min (16 horas)	FDD	100,0	20,8	14,3	11,3	10	6,1	3,0	2,4	Turbidez (uT)			0,90		0,32	
										Cor aparente (uC)			17		5	
											PH			7,47	5,64	5,68
											Temperatura (°C)			23,5		

**Tabela C.3.2.5 – 5º Carreira de filtração (filtração direta descendente) – Ensaio 2.5**

Natureza da Água: lagoa do Peri (Bruta) ou Água I		FDD				Dosagem de coagulante (mg/L): 16									
Vazão de alimentação do filtro (L/hora):		317				Dosagem de alcalinizante (mg/L):									
Taxa: (m <sup>3</sup> / m <sup>2</sup> .dia)		200				Dosagem de acidificante (mL/L):									
Obs: Ensaio5 - 3 Etapa – filtração Direta descendente e desinfecção com cloro						Dosagem da desinfecção co cloro: 1mg/L):		Tempo de contato (min): 30							
Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta				
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD
8h30min	FDD	16,5	14,3	13,0	11,2	10,3	6,2	3,0	2,5	Turbidez (uT)	3,95				0,70
										Cor aparente (uC)	71				9
										PH	6,91			5,72	5,41
										Temperatura (°C)	26,7				
9h00min	FDD	27,3	15,1	13,7	11,9	10,9	6,5	3,1	2,6	Turbidez (uT)	3,96				0,70
										Cor aparente (uC)	60				5
										PH	6,91			5,66	5,40
										Temperatura (°C)	26,0				
9h30min (1 hora)	FDD	37,9	15,1	13,7	11,9	11	6,5	3,1	2,6	Turbidez (uT)	4,57				0,61
										Cor aparente (uC)	58				4
										PH	6,92			5,46	5,34
										Temperatura (°C)	26,0				

Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta				
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD
10h30min (2 hora)	FDD	59,3	15,3	14,1	11,9	11	6,5	3,1	2,6	Turbidez (uT)	3,71				0,60
										Cor aparente (uC)	59				4
										PH	7,00			5,57	5,39
										Temperatura (°C)	26,2				
11h30min (3 hora)	FDD	76,9	16,3	13,7	11,8	11	6,5	3,1	2,6	Turbidez (uT)	4,65				0,65
										Cor aparente (uC)	58				2
										PH	7,04			5,65	5,42
										Temperatura (°C)	28				
12h30min (4 hora)	FDD	92,7	17,5	13,8	11,8	11	6,5	3,1	2,6	Turbidez (uT)	3,93				0,66
										Cor aparente (uC)	62				6
										PH	7,07			5,67	5,45
										Temperatura (°C)	28				
13h30min (5 hora)	FDD	104,3	20,0	14,1	11,8	11	6,5	3,1	2,6	Turbidez (uT)	4,59				0,87
										Cor aparente (uC)	59				9
										PH	7,12			5,65	5,45
										Temperatura (°C)	28				
14h30min (6 hora)	FDD	122,5	23,3	14,3	11,8	11	6,5	3,1	2,6	Turbidez (uT)	4,12				0,78
										Cor aparente (uC)	57				6
										PH	7,15			5,66	5,38
										Temperatura (°C)	28,6				

Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta					
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD	
15h30min (7 hora)	FDD	141,5	28,0	15,3	11,6	11	6,5	3,1	2,6	Turbidez (uT)	3,98				0,8	
										Cor aparente (uC)	60				11	
											PH	7,05			5,76	5,41
											Temperatura (°C)	28,5				
16h30min (8 horas)	FDD	155,0	32,8	16,6	11,6	11	6,5	3,1	2,6	Turbidez (uT)	4,99				0,71	
										Cor aparente (uC)	61				4	
											PH	6,94			5,77	5,47
											Temperatura (°C)	28,2				
17h30min (9 horas)	FDD	169,6	38,0	18,3	11,8	11	6,5	3,1	2,6	Turbidez (uT)	4,38				0,76	
										Cor aparente (uC)	58				4	
											PH	6,88			5,74	5,47
											Temperatura (°C)	27,9				
18h30min (10 horas)	FDD	185,0	43,9	20,3	12,0	11	6,5	3,1	2,6	Turbidez (uT)	4,18				0,62	
										Cor aparente (uC)	58				2	
											PH	6,92			5,66	5,43
											Temperatura (°C)	28,0				
19h30min (11 horas)	FDD	202,0	50,0	22,7	12,3	11	6,5	3,1	2,6	Turbidez (uT)	4,29				0,59	
										Cor aparente (uC)	58				2	
											PH	6,98			5,67	5,42
											Temperatura (°C)	28,1				

**Tabela C.3.2.6– 6º Carreira de filtração (filtração direta descendente ) – Ensaio 2.6**

Natureza da Água: 85% Filtrada em margem (poço) + 15% lagoa do Peri (Bruta) – Água de Estudo ou Água III		FDD				Dosagem de coagulante (mg/L): 10									
Vazão de alimentação do filtro (L/hora):		317				Dosagem de alcalinizante (MG/L):									
Taxa: (m <sup>3</sup> / m <sup>2</sup> .dia)		200				Dosagem de acidificante (mL/L): 1,5 mL de H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> 1N									
Obs: Ensaio 6 - 3 Etapa – mistura 85% FM + 15% Lagoa seguida de filtração Direta descendente e desinfecção com cloro						Dosagem da desinfecção co cloro: 1mg/L):		Tempo de contato (min): 30							
Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta				
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD
8h30min	FDD	17,5	14,8	13,3	11,2	9,8	6,0	2,9	2,5	Turbidez (uT)			1,12		1,08
										Cor aparente (uC)			13		3
										PH			7,67	5,59	4,82
										Temperatura (°C)			23,5		
9h00min	FDD	20,7	15,0	13,6	11,7	10,5	6,5	3,2	2,7	Turbidez (uT)			1,17		0,53
										Cor aparente (uC)			15		2
										PH			7,54	5,85	5,25
										Temperatura (°C)			23,3		
9h30min (1 hora)	FDD	23,6	15,3	13,8	11,8	10,7	6,5	3,2	2,7	Turbidez (uT)			1,15		0,47
										Cor aparente (uC)			15		3
										PH			7,61	5,89	5,77
										Temperatura (°C)			23,3		



Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta				
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD
10h30min (2 hora)	FDD	28,8	15,5	13,9	11,8	10,8	6,5	3,2	2,7	Turbidez (uT)			1,03		0,63
										Cor aparente (uC)			19		3
										PH			7,62	5,89	5,93
										Temperatura (°C)			23,5		
11h30min (3 hora)	FDD	34,8	15,8	14,0	12,0	10,8	6,5	3,2	2,7	Turbidez (uT)			1,29		0,46
										Cor aparente (uC)			20		ND
										PH			7,60	5,84	5,83
										Temperatura (°C)			23,5		
12h30min (4 hora)	FDD	39,4	16,0	14,1	12,0	10,8	6,5	3,2	2,7	Turbidez (uT)			1,11		0,59
										Cor aparente (uC)			13		ND
										PH			7,72	6,17	6,07
										Temperatura (°C)			24,1		
13h30min (5 hora)	FDD	43,5	16,2	14,2	12,0	10,8	6,5	3,2	2,7	Turbidez (uT)			1,14		0,59
										Cor aparente (uC)			18		4
										PH			7,67	5,9	6,02
										Temperatura (°C)			24,5		
14h30min (6 hora)	FDD	49,3	16,3	14,2	12,0	10,8	6,5	3,2	2,7	Turbidez (uT)			1,38		0,56
										Cor aparente (uC)			20		1
										PH			7,68	5,95	5,95
										Temperatura (°C)			24,7		

Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta					
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD	
15h30min (7 hora)	FDD	55,7	16,5	14,2	12,0	10,8	6,5	3,2	2,7	Turbidez (uT)			1,42		0,48	
										Cor aparente (uC)			20		ND	
											PH			7,61	5,75	5,85
											Temperatura (°C)			25		
16h30min (8 horas)	FDD	62,0	16,9	14,2	12,0	10,8	6,5	3,2	2,7	Turbidez (uT)			1,42		0,47	
										Cor aparente (uC)			17		2	
											PH			7,66	5,63	5,88
											Temperatura (°C)			24,9		
17h30min (9 horas)	FDD	70,6	17,2	14,2	12,0	10,8	6,5	3,2	2,7	Turbidez (uT)			1,26		0,44	
										Cor aparente (uC)			16		ND	
											PH			7,64	5,77	5,67
											Temperatura (°C)			25,1		
18h30min (10 horas)	FDD	75,4	17,7	14,3	12,0	10,8	6,5	3,2	2,7	Turbidez (uT)			1,20		0,30	
										Cor aparente (uC)			17		4,0	
											PH			7,66	5,81	5,75
											Temperatura (°C)			25,0		
19h30min (11 horas)	FDD	83,8	18,7	14,6	12,2	10,9	6,5	3,2	2,7	Turbidez (uT)			1,29		0,41	
										Cor aparente (uC)			17		2	
											PH			7,66	5,81	5,81
											Temperatura (°C)			24,8		

Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta					
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD	
20h30min (12 horas)	FDD	87,0	19,3	15,0	12,3	11,2	6,5	3,2	2,7	Turbidez (uT)			1,20		0,35	
										Cor aparente (uC)			19		4	
											PH			7,64	5,82	5,75
											Temperatura (°C)			24,5		
21h30min (13 horas)	FDD	91,0	20,0	15,2	12,3	11,2	6,5	3,2	2,7	Turbidez (uT)			1,12		0,37	
										Cor aparente (uC)			17		4	
											PH			7,41	5,89	5,90
											Temperatura (°C)			24,4		
22h30min (14 horas)	FDD	95,7	20,8	15,5	12,4	11,2	6,5	3,2	2,7	Turbidez (uT)			1,16		0,37	
										Cor aparente (uC)			22		3	
											PH			7,66	5,86	5,92
											Temperatura (°C)			24,2		
23h30min (15 horas)	FDD	105,0	21,5	15,7	12,4	11,3	6,5	3,2	2,7	Turbidez (uT)			1,19		0,39	
										Cor aparente (uC)			22		4	
											PH			7,63	5,86	5,93
											Temperatura (°C)			24,1		
02h00min (18 horas)	FDD	117	20,0	14,3	11,8	10,6	6,4	3,2	2,7	Turbidez (uT)			0,91		0,26	
										Cor aparente (uC)			15		4	
											PH			7,5	5,39	5,41
											Temperatura (°C)			23,5		

Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta				
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD
03h00min (19 horas)	FDD	123,3	21,0	14,8	12	10,6	6,4	3,2	2,7	Turbidez (uT)			1,0		0,23
										Cor aparente (uC)			25		3
										PH			7,55	5,48	5,47
										Temperatura (°C)			24		
04h00min (20 horas)	FDD	128,6	21,2	14,9	12	10,6	6,4	3,2	2,7	Turbidez (uT)			0,94		0,32
										Cor aparente (uC)			26		3
										PH			7,67	5,47	5,36
										Temperatura (°C)			23		
05h00min (21 horas)	FDD	131,5	22,4	15,1	12	10,6	6,4	3,2	2,7	Turbidez (uT)			0,99		0,34
										Cor aparente (uC)			18		3
										PH			7,58	5,62	5,4
										Temperatura (°C)			23,5		
06h00min (22 horas)	FDD	138,9	23,2	15,4	11,9	10,6	6,4	3,2	2,7	Turbidez (uT)			0,87		0,28
										Cor aparente (uC)			19		5
										PH			7,62	5,67	5,19
										Temperatura (°C)			23,3		
07h00min (23 horas)	FDD	143,0	24,0	15,5	11,9	10,6	6,4	3,2	2,7	Turbidez (uT)			0,94		0,31
										Cor aparente (uC)			22		3
										PH			7,58	5,65	5,47
										Temperatura (°C)			24		

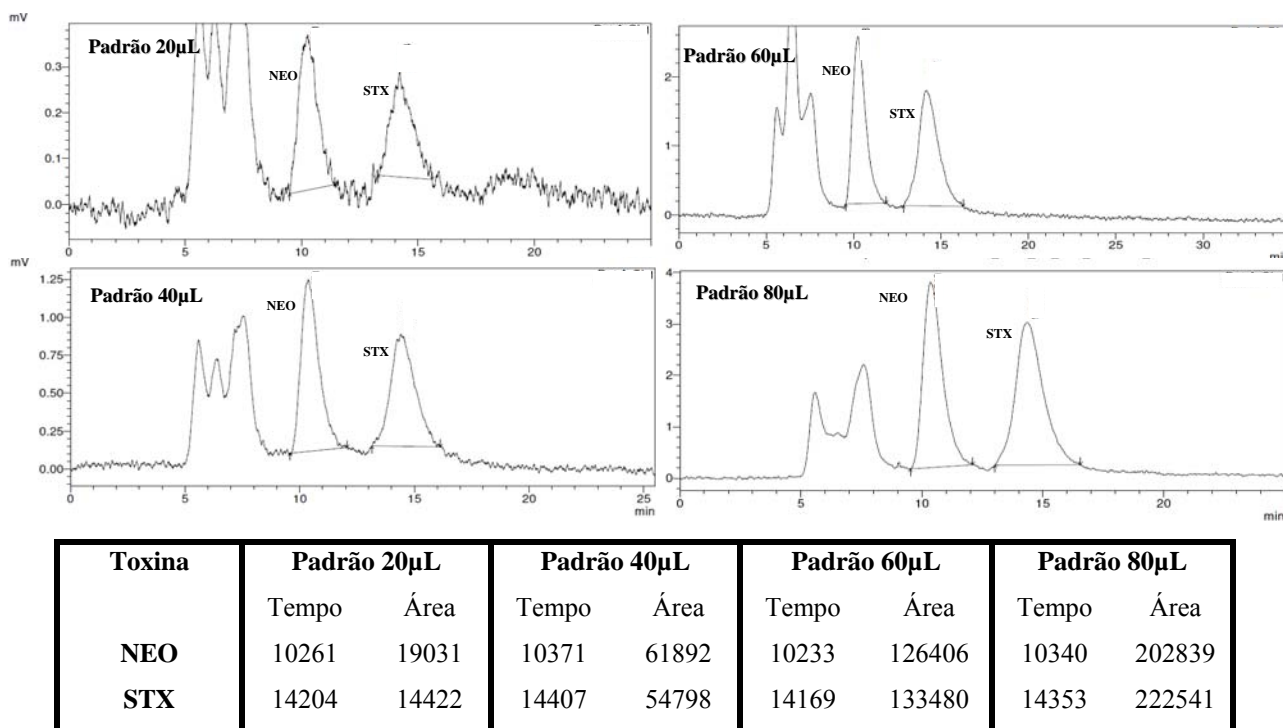
Data e Hora / Observação	Filtro	Leitura dos piezômetros (cm)								Parâmetro	Ponto de coleta				
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8		B	FM	E	Coag.	FDD
08h00min (24 horas)	FDD	147,0	24,8	15,8	11,7	10,6	6,4	3,2	2,7	Turbidez (uT)			0,92		0,30
										Cor aparente (uC)			17		3
										PH			7,66	5,65	5,6
										Temperatura (°C)			24,5		
09h00min (25 horas)	FDD	150,0	25,0	15,8	11,7	10,6	6,4	3,2	2,7	Turbidez (uT)			0,86		0,30
										Cor aparente (uC)			18		3
										PH			7,69	5,7	5,63
										Temperatura (°C)			23,5		
10h00min (26 horas)	FDD									Turbidez (uT)					
										Cor aparente (uC)					
										PH					
										Temperatura (°C)					
11h00min (27 horas)	FDD									Turbidez (uT)					
										Cor aparente (uC)					
										PH					
										Temperatura (°C)					

#### **C.4 - Cálculo da concentração de saxitoxinas em amostras de água coletadas nas diferentes etapas das sequências de tratamento investigadas – Ensaio da Série 2**

Através do ajuste do método, foi possível a separação e identificação das toxinas Neo-STX, dc-STX e STX, com tempos de retenção entre 15 e 25 minutos; e das toxinas GTX-4, GTX-1, dc-GTX- 3, GTX-5, dc-GTX-2, GTX-3 e GTX-2, com tempos de retenção entre 10 e 35 minutos.

Foram construídas curvas de calibração para as variantes de saxitoxina identificadas nas amostras. E, a relação entre a concentração das variantes de saxitoxina e as áreas da fração cromatográfica correspondente mostrou uma boa linearidade. As equações de ajuste das retas foram obtidas a partir das curvas. Através das equações obtidas, foram calculadas as concentrações das saxitoxinas.

Os cromatogramas, as curvas padrão e as concentrações das toxinas serão apresentados a seguir:



**Figura C.4.1** - Cromatogramas dos padrões da saxitoxina e neosaxitoxina – Ensaio 2.1, 2.2 e 2.7.

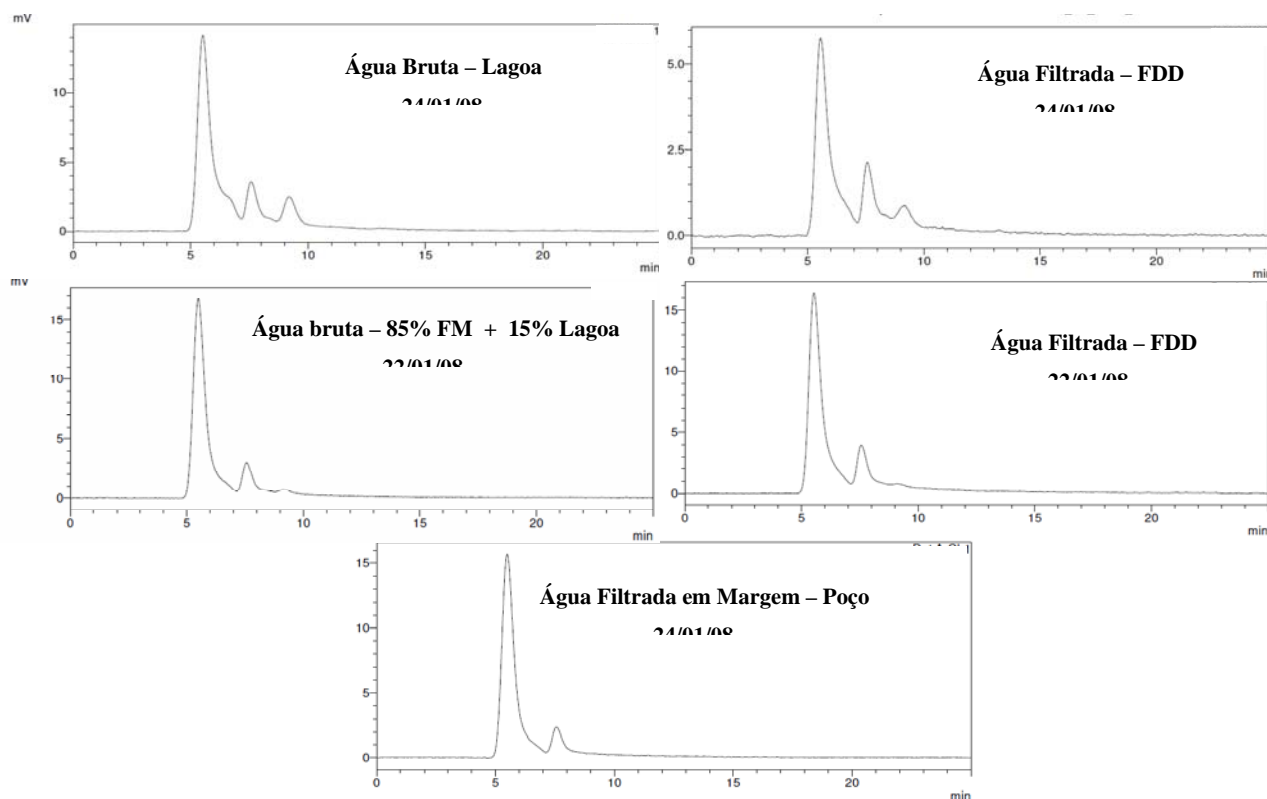
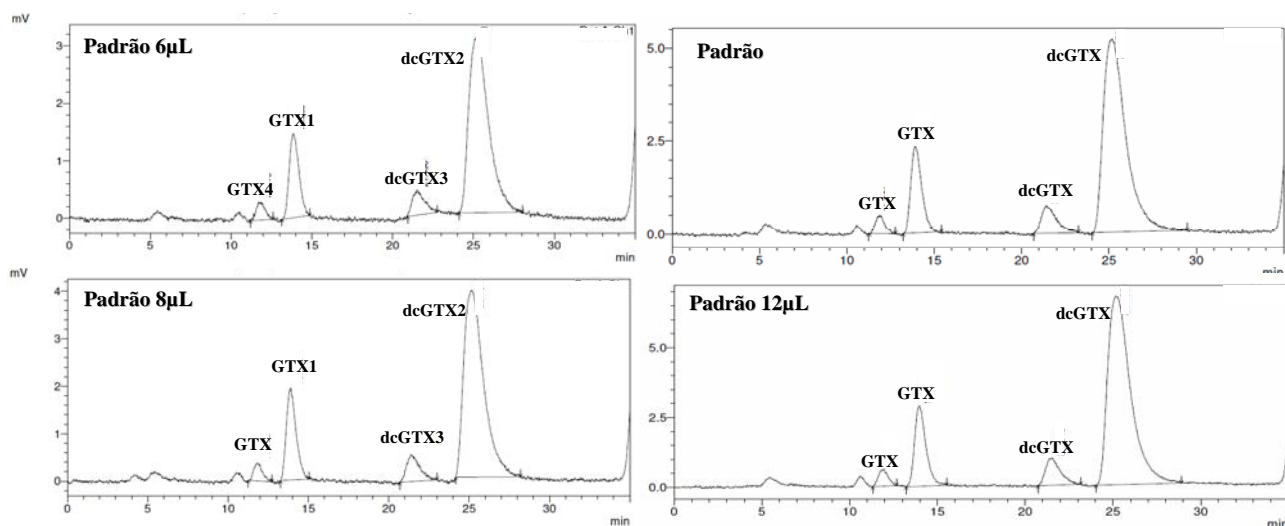
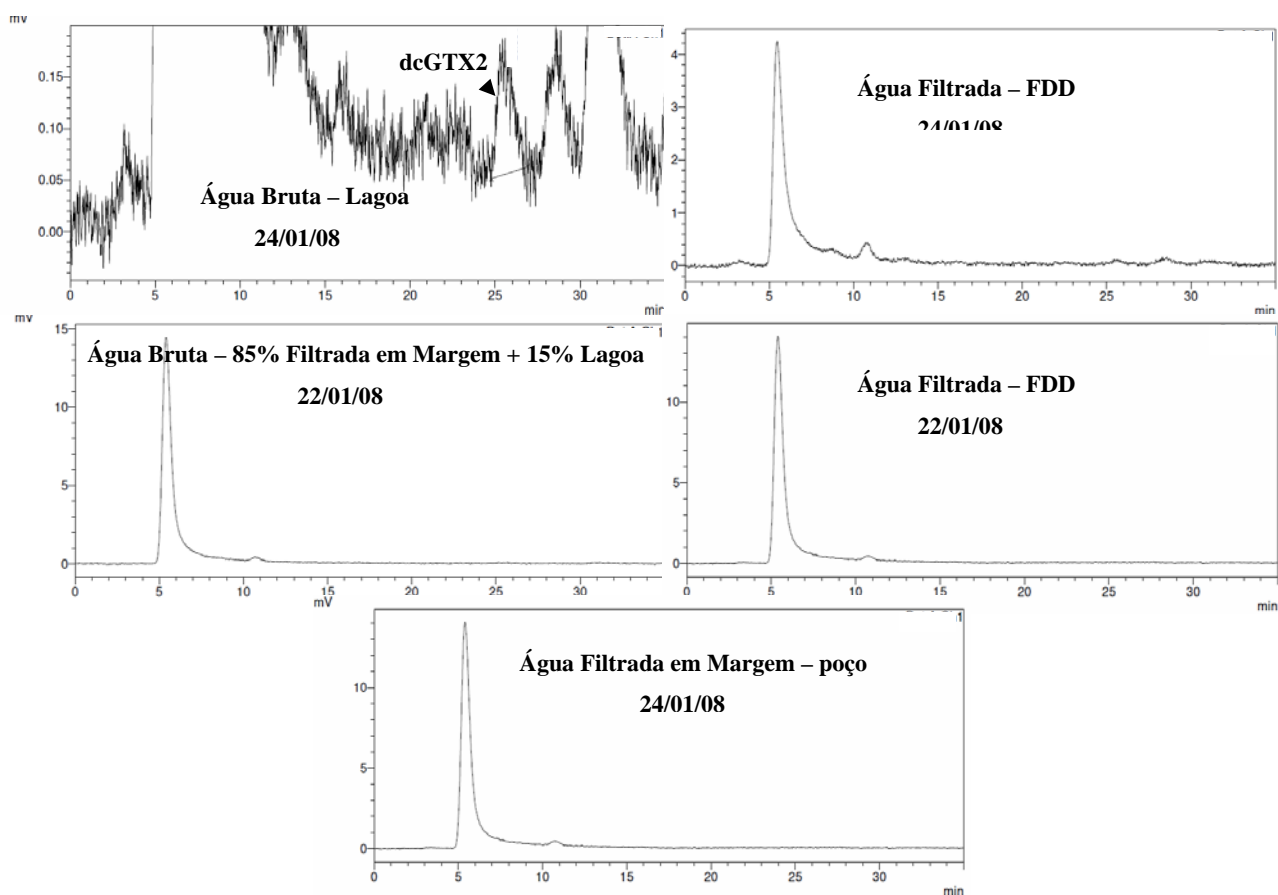


Figura C.4.2 - Cromatogramas das amostras das diferentes etapas do tratamento - Ensaios 2.1, 2.2 e 2.7.



Toxina	Padrão 6µL		Padrão 8µL		Padrão 10µL		Padrão 12µL	
	Tempo	Área	Tempo	Área	Tempo	Área	Tempo	Área
GTX4	11810	11962	11869	14067	11891	17447	11948	23142
GTX1	13865	61262	13892	81264	13917	100590	13977	129436
dcGTX3	21498	22906	21369	32140	21404	44149	21548	57102
dcGTX2	25220	261625	25164	340459	25176	468889	25190	615944

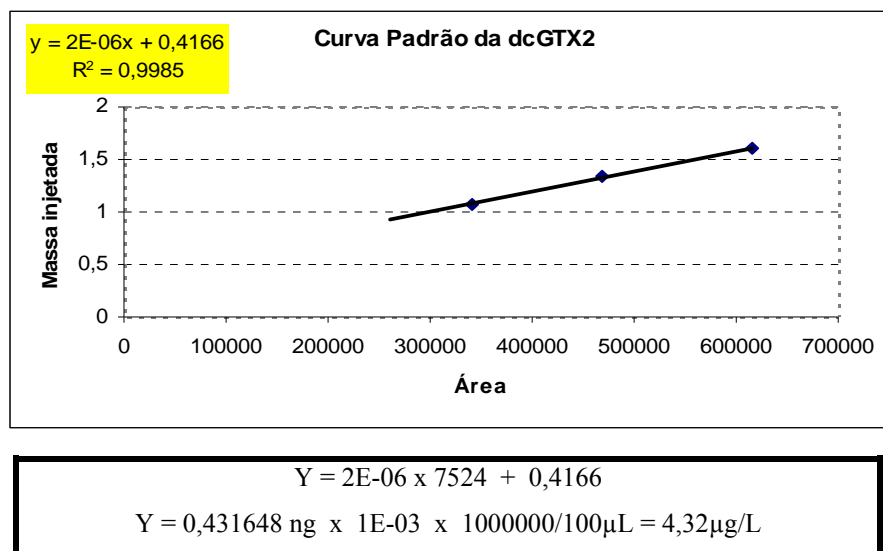
Figura C.4.3 - Cromatogramas dos padrões de GTXs – Ensaio 2.1, 2.2 e 2.7.



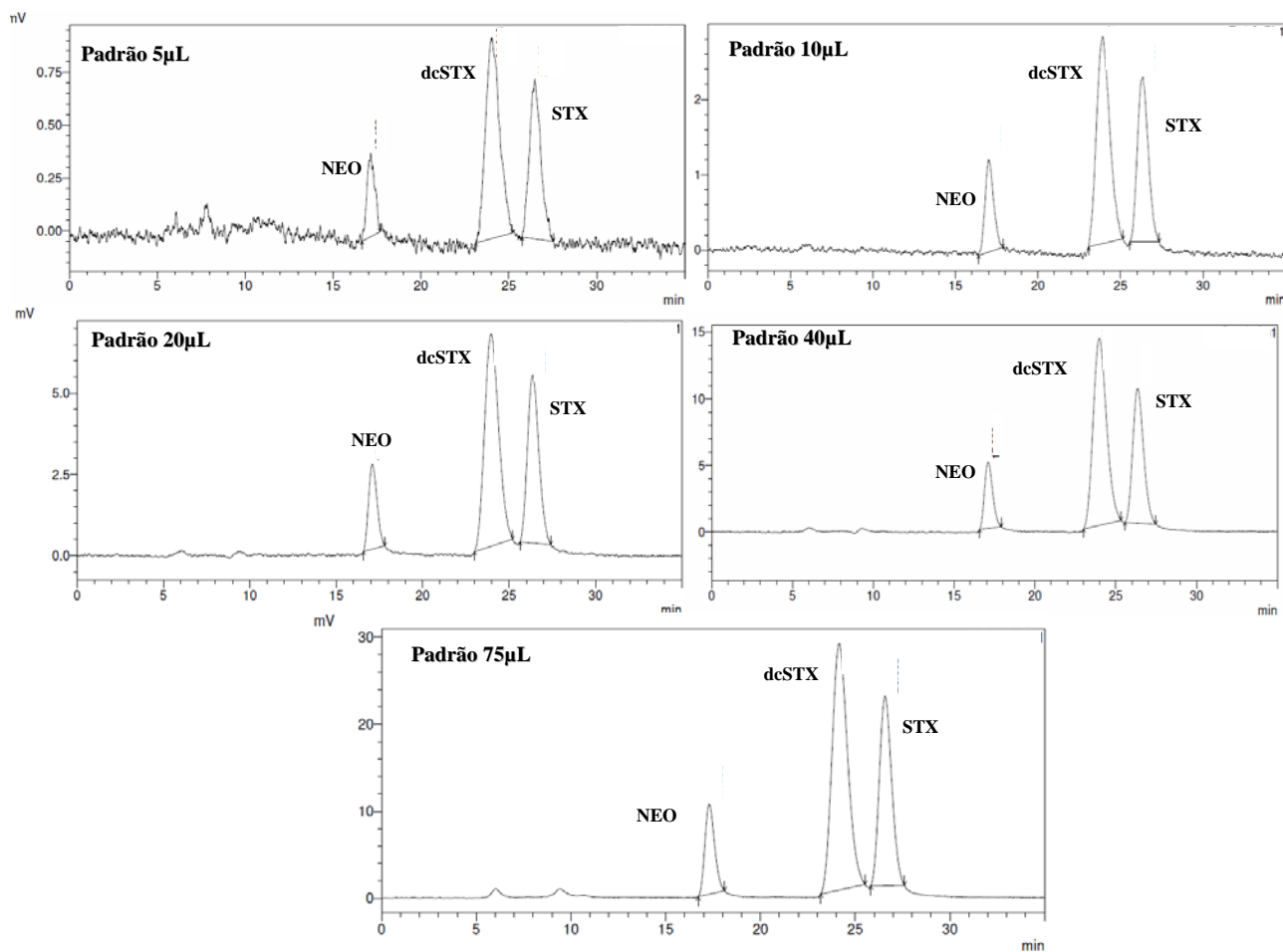
Toxina	Água Bruta - Lagoa 24/01/08	
	Tempo	Área
GTX4	-	-
GTX1	-	-
dcGTX3	-	-
dcGTX2	25584	7524

**Figura C.4.4** - Cromatogramas das amostras das diferentes etapas do tratamento - Ensaio 2.1, 2.2 e 2.7.



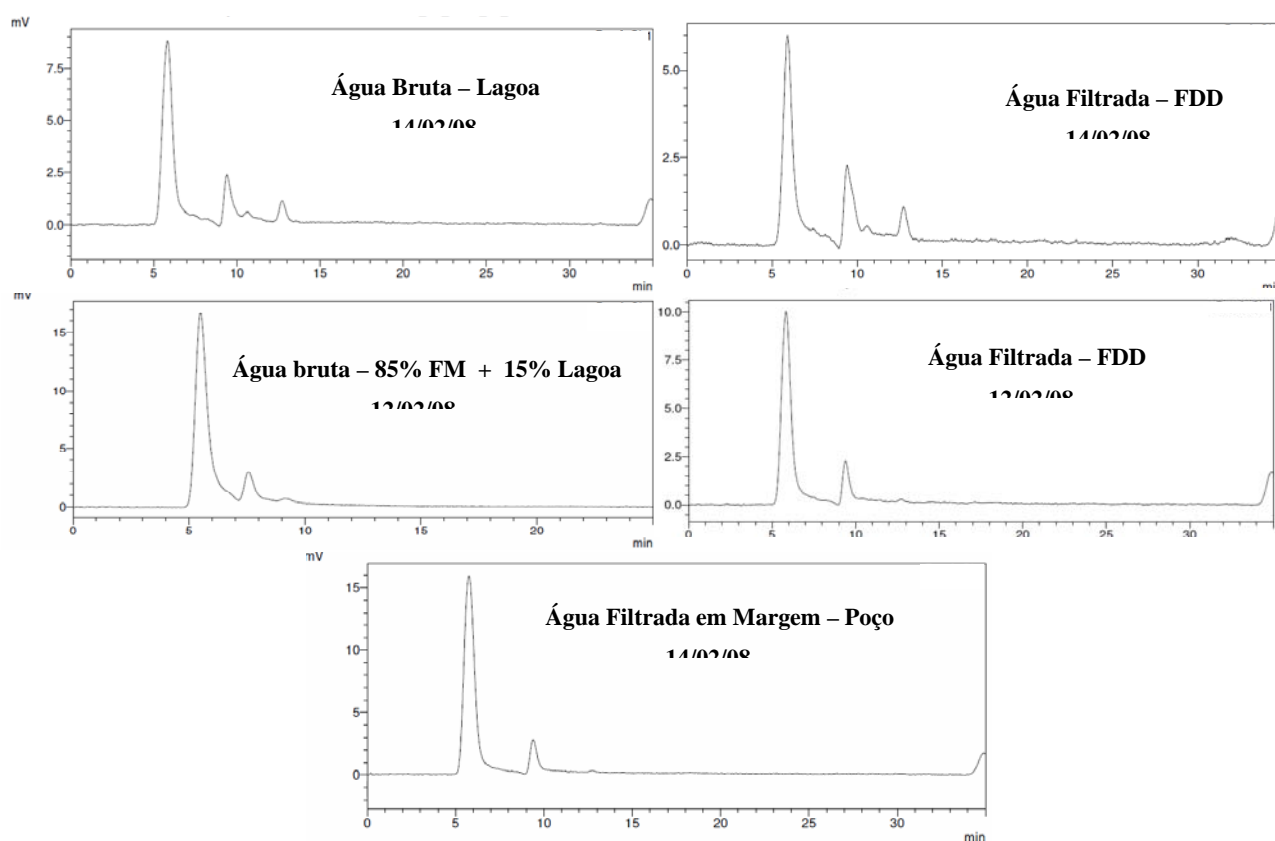


**Figura C.4.5** – Apresenta o gráfico da curva padrão da dcGTX2 e sua concentração encontrada na amostra de água Bruta (Água I) – Ensaio 2.1.



Toxina	Padrão 5µL		Padrão 10µL		Padrão 20µL		Padrão 40µL		Padrão 75µL	
	Tempo	Área	Tempo	Área	Tempo	Área	Tempo	Área	Tempo	Área
<b>NEO</b>	17139	12295	17002	44657	17078	89266	17098	173922	17293	366616
<b>dcSTX</b>	24046	53436	23912	153485	23963	373243	23980	811043	24145	1614298
<b>STX</b>	26482	34206	26360	100296	26371	238404	26355	471991	26565	988169

Figura C.4.6 - Cromatogramas dos padrões da saxitoxina, dc saxitoxina e neosaxitoxina-Ensaio 2.3, 2.4 e 2.8.



**Figura C.4.7** - Cromatogramas das amostras nas diferentes etapas do tratamento – Ensaio 2.3, 2.4 e 2.8.