



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

TELMO VIEIRA GARCIA

TRATAMENTO DE ÁGUA EUTROFIZADA ATRAVÉS DA OZOFLOTAÇÃO

TESE

FLORIANÓPOLIS, 2007.

TELMO VIEIRA GARCIA

TRATAMENTO DE ÁGUA EUTROFIZADA ATRAVÉS DA OZOFLOTAÇÃO

Tese apresentada ao curso de pós-graduação em Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina, como requisito parcial à obtenção da qualificação ao título de Doutor em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof: Dr. Maurício Luiz Sens

Florianópolis, 2007.

Garcia, Telmo Vieira.

Tratamento de água eutrofizada através da ozoflotação / Telmo Vieira
Garcia.

cxxxiv, 134p.

Tese (Doutorado) Universidade Federal de Santa Catarina – Programa de
Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Florianópolis – SC, 2007.

1. Remoção de Cianobactérias; 2. Microalgas, 3. ozoflotação, 4. flotação;
5. cianotoxina. Título em Inglês: Treatment of eutrophied water through
ozoflotation.

TELMO VIEIRA GARCIA

TRATAMENTO DE ÁGUA EUTROFIZADA ATRAVÉS DA OZOFLOTAÇÃO

Tese aprovada como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor** no curso de Pós-Graduação em **ENGENHARIA AMBIENTAL**, na Área de Tecnologia de Saneamento Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina.

Coordenador:

Prof. Dr. Sebastião Roberto Soares.
Departamento de Engenharia Ambiental, UFSC.

Orientador:

Prof. Dr. Maurício Luiz Sens
Departamento de Engenharia Ambiental, UFSC.

Membros da Banca:

Prof. Dr. Paulo Belli Filho
Departamento de Engenharia Ambiental, UFSC.

Prof. Dra. Rejane Helena Ribeiro da Costa
Departamento de Engenharia Ambiental, UFSC.

Prof. Dr. Ramon L. Dalsasso
Departamento de Engenharia Ambiental, UFSC.

Prof. Dr. Edson Pereira Tangerino
FEIS/UNESP, Ilha Solteira.

Prof. Dr. Carlos Gomes Danave Mendes
Departamento de Engenharia Civil, UNICAMP – SP.

Florianópolis, 05 de outubro de 2007.

Dedico este trabalho aos meus filhos Breno e Telma Garcia, minha esposa Elis Manfroi, e aos amigos, Bioq. Luiz Carlos, Msc. Bióloga Leda Ribeiro, João Simon, Damien Segal, Eliane Segal, Carlos Peres e Eliege Peres, pelo incentivo, paciência, dedicação, amizade e compreensão de minha idiossincrasia.

AGRADECIMENTOS

Às instituições UFSC, CASAN e o PPGEA, por me proporcionarem os meios e condições para realização desta etapa muito importante da minha vida.

Em especial, ao professor Dr. Maurício Luiz Sens, pelo grande incentivo, empenho, orientação e a todos os professores e colegas da UFSC.

Às empresas Alzira Material Filtrante e Saneamento Ltda – SC, Indústria Carbonífera Rio Deserto Ltda – SC e Luminosos Oeste – SC, pela classificação e fornecimento do material filtrante e vítreos.

Ao Diretor Presidente da CASAN, Sr. Valmor de Luca, Diretor de Operação, Sr. Osmar Ribeiro e ao Superintendente, Eng. Paulo Christ, pela disponibilização da estrutura da empresa.

Ao professor Ulisses Martini, pela correção e adequação à metodologia científica deste trabalho.

A todos os servidores da CASAN – Matriz e Regional de Chapecó que, de alguma forma, contribuíram para a realização desta pesquisa.

*“Aprender é a única coisa de que
a mente nunca se cansa,
nunca tem medo
e nunca se arrepende”*

Leonardo da Vinci

RESUMO

A ozoflotação é um processo que associa a propriedade de oxidação do ozônio com os aspectos físicos da flotação, o que torna favorável sua utilização como pré-tratamento de águas eutrofizadas, a fim de minimizar os problemas operacionais apresentados nos sistema de tratamento de água por FD (Filtração Direta). Este trabalho estudou a ozoflotação em um sistema contínuo de tratamento de água, em uma instalação piloto montada no LALP/UFSC - Lagoa do Peri, onde as investigações experimentais apresentaram no fitoplâncton da água bruta da Lagoa do Peri, como característica predominante, as espécies de cianobactérias: *C. raciborskii*, *Pseudanabaena sp*, *Planktolynbya sp* e as cianotoxinas (extracelular) na água, como: a microcistina na concentração máxima de 0,56 µg/L; a saxitoxina na concentração máxima de 24,1 µg/L – STX e a cilindrospermopsina na concentração de 0,516 µg/L, na forma intracelular. A unidade de ozoflotação, seguida de filtração, foi efetiva na remoção das microalgas, apresentando para as cianobactérias uma remoção de 79,2% na câmara de flotação, 75,9% na filtração do efluente ozoflotado e 95% de remoção geral do fitoplâncton, entre a água bruta e o efluente do filtro, demonstrando que o ozônio auxiliou na remoção dos filamentos de cianobactérias. Ficou evidenciada, também, a ausência de cianotoxinas com a aplicação de 3,7 e 4,1 mg/L de ozônio, produzindo um efluente com valores médios <0,67 uT para turbidez e <1 uH para cor aparente no efluente filtrado.

Palavras-chave: Cianobactérias; Microalgas, Ozoflotação, Flotação; Cianotoxina.

ABSTRACT

Ozoflotation is a process which associates the property of ozone oxidation with the physical aspects of flotation, which makes its use favorable as pre-treatment of eutrophied waters, with the purpose to minimize the operational problems presented in the in the water treatment system by DF (Direct Filtration). This work studies the ozoflotation in a continuous water treatment system, in a pilot installation set up at LALP/ USFC – Lagoa do Peri, where the experimental investigations presented in the phytoplankton of the untreated water of the Lagoa do Peri, as a predominant characteristic, the species of cyanobacterias: *Cylindrospermopsis r.*, *Pseudanabaena sp*, *Planktolylnbya sp* and the cyanotoxins (in the extra-cellular form) in the water, such as: a microcystin in the maximum concentration of 0.56 µg/L; saxitoxin in the maximum concentration of 24.1 µg/L – STX e a cilindrospermopsis in the concentration of 0.516 µg/L, in the intra-cellular form. The ozoflotation unit following the filtration was effective in the removal of micro-algae, presenting for the cyanobacterias a removal of 79.2% in the flotation chamber, 75.9% in the filtration of ozo-floated effluent and 95% in the general removal of phytoplankton between the untreated water and the effluent from the filter, demonstrating that the ozone helped in the removal of cyanobacterial filaments. Also noticed was the absence of cyanotoxins with the application of 3.7 and 4.1 mg/L of ozone, producing an effluent with average values <0.67 uT for turbidity and <1 uH for color of filtered effluent.

Keywords: Cyanobacterias; Micro-algae, Ozoflotation, Flotation; Cyanotoxin.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – Estrutura química da anatoxina-a	23
FIGURA 2 – Estrutura química da anatoxina-a (s)	23
FIGURA 3 – Estrutura química geral das saxitoxinas	24
FIGURA 4 – Estrutura química geral das microcistinas	25
FIGURA 5 – Estrutura química da nodularina	25
FIGURA 6 – Estrutura química da cilindrospermopsina	26
FIGURA 7 – Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio	32
FIGURA 8 – Gradiente de velocidade em função da rotação do agitador	35
FIGURA 9 – Representação esquemática de um FAD.	37
FIGURA 10 – Imagem da Lagoa do Peri na ilha de Santa Catarina.	48
FIGURA 11 – Imagem da <i>Cylindrospermopsis sp</i> (40 x).	49
FIGURA 12 – Imagem da instalação piloto de ozoflotação e detalhes do lodo flotado.	50
FIGURA 13 – Esquema da metodologia experimental e amostral.	51
FIGURA 14 – Desenho esquemático da câmara de coagulação.	54
FIGURA 15 – Desenho esquemático das câmaras de floculação.	54
FIGURA 16 – Detalhe do ponto de aplicação do ar dissolvido e ozônio no flotador.	59
FIGURA 17 – Imagem do gerador de ozônio marca Trailgaz.	59
FIGURA 18 – Esquema da instalação experimental.	64
FIGURA 19 – Imagem do vertedor da Lagoa do Peri (24/08/2006).	69
FIGURA 20 – Ocorrência de filamentos de cianobactérias e células de microalgas na Lagoa do Peri.	70
FIGURA 21 – Imagens de cianobactérias e microalgas.	71
FIGURA 22 – Variação de cor aparente e turbidez em função da dosagem do coagulante. ...	74
FIGURA 23 – Variação de cor aparente e turbidez em função do pH de coagulação.	75
FIGURA 24 – Filamentos íntegros e fragmentados de <i>C. raciborskii</i> (40x).	76
FIGURA 25 – Material particulado e filamentos pequenos de <i>C. raciborskii</i> (40x).	79
FIGURA 26 – Imagens dos filamentos de <i>C. raciborskii</i> (40x).	80
FIGURA 27 – Perda de carga no leito filtrante com água bruta flotada (C-4 e 15).	83
FIGURA 28 – Perda de carga no leito filtrante com água floculada sem polímero (C-3/5/6).	85
FIGURA 29 – Perda de carga no leito filtrante com água floculada c/ polímero (C-16 e 17).	87
FIGURA 30 – Perda de carga no leito filtrante com água floculada e ozoflotada (20 e 21). ...	88
FIGURA 31 – Estimativa da duração das carreiras filtrantes C-20 e C-21.	89
FIGURA 32 – Imagem do ar no efluente filtrado da água ozoflotada.	89
FIGURA 33 - Método de extração em amostras de água.	131
FIGURA 34 - Dosagem enzimática em amostras de água.	132

LISTA DE PLANILHAS

PLANILHA 1 – Monitoramento de Fil. de cianobactérias e cel. de microalgas referente a junho/2006.....	107
PLANILHA 2 – Monitoramento de Fil. de cianobactérias e cel. de microalgas referente a julho /2006.....	108
PLANILHA 3 – Monitoramento de Fil. de cianobactérias e cel. de microalgas referente a agosto/2006.....	109
PLANILHA 4 – Monitoramento de Fil. de cianobactérias e cel. de microalgas referente a setembro/2006.	110
PLANILHA 5 – Monitoramento de Fil. de cianobactérias e cel. de microalgas referente a outubro/2006.....	111
PLANILHA 6 – Monitoramento de Fil. de cianobactérias e cel. de microalgas referente a novembro/2006.....	112
PLANILHA 7 – Monitoramento de Fil. de cianobactérias e cel. de microalgas referente a dezembro/2006.	113
PLANILHA 8 – Monitoramento de Fil. de cianobactérias e Cel. de microalgas (meses 06 a 08/2006).....	114
PLANILHA 9 – Monitoramento de Fil. de cianobactérias e Cel. de microalgas (meses 09 a 12/2006).....	114
PLANILHA 10 – Parâmetros físicos e químicos da água bruta, referente ao período de junho a dezembro de 2006.....	115
PLANILHA 11 – Flotação e filtração da água bruta.....	116
PLANILHA 12 – Flotação e filtração da água floculada com adição de polímero.....	117
PLANILHA 13 – Flotação e filtração da água floculada sem adição de polímero.....	118
PLANILHA 14 – Flotação e filtração da água ozoflotada.....	119
PLANILHA 15 – Misturador rápido mecanizado com turbina radial de 4 paletas – circular.....	120
PLANILHA 16 – Floculador mecanizado de eixo vertical com 4 paletas.....	121
PLANILHA 17 – Flotador - Ar dissolvido.....	122
PLANILHA 18 – Filtro descendente (Filtro de 1 camada).....	123

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 – Odores, gostos e sensações associadas com algas presentes na água.....	20
QUADRO 2 – Principais gêneros de cianobactérias produtoras de cianotoxinas.....	22
QUADRO 3 – Dados de projeto adotados para a câmara de coagulação.....	53
QUADRO 4 – Valores de Cd em função da relação L/b (largura / comprimento).....	56
QUADRO 5 – Dados de projeto adotados para o floculador mecanizado piloto.....	57
QUADRO 6 – Dados de projeto adotados para o ozoflotador.....	57
QUADRO 7 – Dados de projeto adotados para câmara de tranquilização ou desaeradora.....	57
QUADRO 8 – Características e disposição da camada suporte e do leito filtrante.....	60
QUADRO 9 – Dados de projeto adotados para o filtro de dupla camada.....	61
QUADRO 10 – Relação das técnicas e equipamentos para execução das análises de água....	68
QUADRO 11 – Relação das medidas físicas e intervalo de amostragem.....	68

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – Tipos de saxitoxinas	24
TABELA 2 – Dados operacionais mais utilizados em FAD.....	39
TABELA 3 - Média mensal de Fil. de cianobactérias e cel. de microalgas na água bruta Lagoa do Peri.....	70
TABELA 4 – Concentração de cianotoxinas presentes na água bruta da Lagoa do Peri (µg/L).....	72
TABELA 5 – Média mensal dos parâmetros físicos e químicos da água da Lagoa do Peri ...	73
TABELA 6 – Valores de pH, cor e turbidez em função da dosagem do coagulante na água bruta.	74
TABELA 7 – Valores de pH, cor e turbidez em função da dosagem de alcalinidade.	74
TABELA 8 – Valores de pH, cor e turbidez em função da dosagem de alcalinidade.	75
TABELA 9 – Remoção de cianobactérias e microalgas na FAD e na filtração da água bruta.....	76
TABELA 10 – Remoção de cianobactérias e microalgas no FAD e na filtração da água floculada com 25 mg/L de sulfato de alumínio, sem adição de polímero.....	77
TABELA 11 – Remoção de cianobactérias e microalgas no FAD e filtro da água floculada com 25 mg/L sulfato de alumínio e adição de 1 mg/L de polímero.....	78
TABELA 12 – Remoção de cianobactérias e microalgas no FAD e na filtração da água floculada com 25 mg/L de sulfato de alumínio com aplicação de ozônio.	80
TABELA 13 – Remoção de cianobactérias e microalgas no FAD para tipo de água.....	81
TABELA 14 – Concentração de cianobactérias e microalgas no FAD por tipo de água.....	82
TABELA 15 – (%) Remoção em cor e turbidez no FAD e na filtração com água bruta.....	83
TABELA 16 – Valores dos parâmetros da água durante a FAD e na filtração com água bruta sem coagulação.	83
TABELA 17 – Valores dos parâmetros da água durante a FAD e na filtração com água floculada (25 mg/L de sulfato de alumínio) e sem adição de polímero	84
TABELA 18 – (%) Remoção de cor e turbidez no FAD e filtro com água floculada (25 mg/L de sulfato de alumínio) e sem adição de polímero.....	85
TABELA 19 – Valores dos parâmetros da água durante a FAD e na filtração com água floculada (25 mg/L sulfato de alumínio) e com adição de 1,0 mg/L de polímero.....	86
TABELA 20 – (%) Remoção de cor e turbidez no FAD e na filtração com água floculada com 25 mg/L sulfato de alumínio e com adição de 1,0 mg/L de polímero	86
TABELA 21 – Valores dos parâmetros da água durante a FAD na filtração com água floculada (25 mg/L de sulfato de alumínio) e ozoflotada com 3,7 e 4,1 mg/L de ozônio.....	88
TABELA 22 – (%) Remoção de cor e turbidez no FAD e na filtração com água floculada com 25 mg/L sulfato de alumínio e ozoflotada com 3,7 e 4,1 mg/L de ozônio	88
TABELA 23 – Índice (%) de remoção em cor e turbidez no flotador (FAD) para tipo de água.....	90
TABELA 24 – Resumo da concentração (mg/L) de íons Fe, Mn e Al residual.....	91
TABELA 25 – Resumo da duração das carreiras filtrantes por tipo de efluente.	92
TABELA 26 – O monitoramento enzimático da água bruta e filtrada.....	93
TABELA 27 – Caracterização de cianotoxinas no efluente do filtro da ozoflotação.	94

LISTA DE SIMBOLOS E GRANDEZAS

Al	– Alumínio
Al ₂ SO ₄	– Sulfato de alumínio
ANTX	– Anatoxina-a
ANTX(s)	– Anatoxina-a(s)
C _(g/m³)	– Concentração (gramas por metro cúbico)
CAP	– Carvão ativado em pó
CASAN	– Companhia Catarinense de Águas e Saneamento
°C	– Graus Celsius
C. raciborskii	– <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>
C	– Carreira filtrante
Cl ₂	– Cloro gás
CTTMAR	– Centro de Ciências Tecnológicas da Terra e do Mar
cm	– Centímetros
Cu ⁺¹	– Íon cupríco
CYN	– Cilindrospermopsina
dcGTX	– Decarbamoilgoniautoxinas
dcSTX	– Decarbamoilsaxitoxinas
DL ₅₀ (i.p.)	– Dose letal intraperitoneal (50%)
ETA	– Estação de tratamento de água
FAD	– Flotação por ar dissolvido
FADO	– Flotação por ar dissolvido e ozônio
FD	– Filtração Direta
Fe	– Ferro
Fe ⁺²	– Íon ferroso
Fil.	– Filamento
G	– Gradiente de velocidade
GEO	– Geosmina – trans-1,10-dimetil-trans-decalol
GTX	– Goniautoxinas
H ₂	– Gás Hidrogênio
Ind	– Indivíduo
IBPM	– 2-isobutil-3-metoxi pirazina
IPMP	– 2-isopropil-3-metoxi pirazina
kgO ₃	– Kilograma de ozônio
kpa	– Kilopascal
kWh	– Kilowatts hora
L	– Litro.
LABTOX	– Laboratório de Toxicologia Ambiental
LALP	– Laboratório de águas da Lagoa do Peri
LWTX	– Toxinas de <i>Lyngbya wollei</i>
m ³	– Metro cúbico
mg/L	– Miligrama por Litro
MIB	– 2-metilisoborneal
mm	– Milímetro
Mn	– Manganês
O ₃	– Ozônio
OH ⁻	– Hidroxila

pH	– Potencial hidrogeniônico
ppb	– Partes por bilhão
ppm	– Partes por milhão
rpm	– Rotação por minuto
SABESP	– Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
STX	– Saxitoxina
TCA	– 2,3,6-tricloro anisole
THM	– Trihalometano
UERJ	– Universidade do Estado do Rio de Janeiro
UFSC	– Universidade Federal de Santa Catarina
uH	– Unidade Hazen
UNIVALI	– Universidade do Vale do Itajaí
uT	– Unidade de turbidez
UV	– Ultravioleta

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	15
2 OBJETIVOS	18
2.1 OBJETIVO GERAL	18
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	18
3 REVISÃO DE LITERATURA	19
3.1 FITOPLÂNCTON, DIVISÕES E CARACTERÍSTICAS	21
3.1.1 Cianotoxinas produzidas por cianobactérias	22
3.1.1.1 Neurotoxinas	23
3.1.1.2 Hepatotoxinas	25
3.2 ASPECTOS TOXICOLÓGICOS DO ENSAIO ENZIMÁTICO (INIBIÇÃO DA ACETILCOLINESTERASE)	26
3.3 PRÉ-OXIDAÇÃO QUÍMICA	27
3.3.1 Oxidação química com ozônio	28
3.3.1.1 Reações entre ozônio e substâncias orgânicas e inorgânicas	29
3.3.1.2 Reações entre ozônio com microrganismos patogênicos	29
3.3.1.3 Aspectos sobre a geração de ozônio	30
3.4 COAGULAÇÃO E FLOCULAÇÃO	31
3.4.1 Floculação	33
3.4.2 Ensaios de coagulação e floculação	34
3.5 UNIDADES DE TRATAMENTO DE ÁGUA POR FLOTAÇÃO	36
3.5.1 Flotação por ar dissolvido (FAD)	36
3.5.2 Fornecimento de ar	38
3.5.3 Flotação por ar dissolvido (FAD) na clarificação de água potável	38
3.6 PROCESSOS DE FLOTAÇÃO	39
3.6.1 Eletroflotação	39
3.6.2 Ozoflotação	40
3.6.3 Flotofiltração	40
3.7 FILTRAÇÃO DIRETA DESCENDENTE	41
3.7.1 Experimentos com FDD (filtração direta descendente)	42
3.8 TRATAMENTOS UTILIZADOS NA REMOÇÃO DE ALGAS E CIANOTOXINAS	43
3.8.1 Degradação microbiológica de cianotoxinas	46
3.9 MANANCIAL UTILIZADO NO ESTUDO	47
4 MATERIAIS E MÉTODOS	50
4.1 DESCRIÇÃO DIMENSIONAL E OPERACIONAL DA INSTALAÇÃO PILOTO	52
4.1.1 Unidade de captação de água bruta	52
4.1.2 Unidade de coagulação	52

4.1.3 Unidade de floculação	54
4.1.4 Unidade de flotação / ozoflotação.....	57
4.1.4.1 Unidade geradora de ozônio	59
4.1.5 Unidade de filtração	60
4.2 (1ª ETAPA) - MONTAGEM E CALIBRAÇÃO DO PILOTO DE OZOFLOTAÇÃO.....	62
4.2.1 Seqüência operacional aplicada na instalação piloto de ozoflotação.....	63
4.2.2 Seqüência amostral aplicada na instalação piloto de ozoflotação.....	65
4.3 (2ª ETAPA) - ENSAIOS DE COAGULAÇÃO E FLOCULAÇÃO NOS REATORES EM DESCONTÍNUOS	66
4.3.1 Demanda de ozônio na ozoflotação da água floculada da Lagoa do Peri.....	67
4.4 ANÁLISES E MEDIDAS DOS PARÂMETROS DE CONTROLE.....	68
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	69
5.1 CARACTERÍSTICAS DE QUALIDADE DA ÁGUA BRUTA (LAGOA DO PERI)....	69
5.1.1 Caracterização da presença de cianotoxinas na água da Lagoa do Peri.....	72
5.1.2 Caracterização física e química da água da Lagoa do Peri.....	73
5.2 DETERMINAÇÃO DOS PARÂMETROS DE CONTROLE DO PROCESSO.....	73
5.3 (ETAPA 03) - INVESTIGAÇÃO EXPERIMENTAL NA FADO	75
5.3.1 Remoção de cianobactérias e microalgas na flotação e filtração da água bruta	75
5.3.2 Remoção de cianobactérias e microalgas na flotação e filtração da água floculada com e sem adição de polímero	77
5.3.3 Remoção de cianobacterias e microalgas na ozoflotação e filtração da água floculada	79
5.3.4 Avaliação comparativa dos processos de remoção das cianobactérias e microalgas na flotação e filtração da água flotada, floculada e ozoflotada.....	80
5.3.5 Aspectos físicos e químicos na flotação, filtração e duração das carreiras filtrantes com água bruta.....	82
5.3.6 Aspectos físicos e químicos na flotação, filtração e duração das carreiras filtrantes da água floculada sem adição de polímero	84
5.3.6.1 Aspectos físicos e químicos na flotação, filtração e duração das carreiras filtrantes da água floculada com adição de polímero	86
5.3.7 Aspectos físicos e químicos na flotação, filtração da água ozoflotada.	87
5.3.8 Avaliação comparativa dos aspectos físicos e químicos na flotação, ozoflotação e filtração.....	90
5.3.9 Avaliação comparativa das carreiras filtrantes na flotação, ozoflotação.....	92
5.3.10 Cianotoxinas na água bruta e no efluente filtrado da ozoflotação.....	93
6 CONCLUSÃO	95
6.1 CONSIDERAÇÕES	96
BIBLIOGRAFIA.....	97
APÊNDICE	106

1 INTRODUÇÃO

A alteração de qualidade da água nos mananciais, devido às florações de algas, as quais comprometem o funcionamento das unidades de tratamento, influencia diretamente no sistema de abastecimento de água, reservatórios e rede de distribuição. Dentre os principais problemas observados nas ETA's (Estações de tratamento de água) que captam e tratam águas eutrofizadas para fins de abastecimento público, o mais relevante é a presença de microalgas e cianobactérias no manancial, as quais impõem um aumento no consumo de insumos químicos, presença de sabor/odor, redução da carreira filtrante e também o risco da liberação das cianotoxinas por lise celular, através da oxidação de células remanescentes na desinfecção do efluente filtrado pelo cloro.

No Brasil, há poucos registros científicos da ocorrência de danos provocados por cianotoxinas. O caso que mais se destacou ocorreu em Caruaru / PE, no primeiro semestre de 1996, com morte de 60 pacientes renais crônicos, onde se confirmou a presença de microcistina e cilindrospermopsina. A presença das cianotoxinas já é uma realidade na Lagoa do Peri e está preconizada pela portaria 518/2004, que exige um monitoramento das cianobactérias na água do manancial, no ponto de captação, em função do número de células, sendo mensal quando este número for <10000 cel/mL (1mm^3 de biovolume) e semanal quando >20000 cel/mL (2mm^3 de biovolume), exigindo-se, então, a análise semanal de cianotoxinas. As concentrações médias mensais das cianotoxinas permitidas para água tratada estão expressas com o valor máximo de $1,0\text{ }\mu\text{g/L}$ em microcistina, sendo aceitável até $10\text{ }\mu\text{g/L}$ em até 3 amostras consecutivas/ano; $3,0\text{ }\mu\text{g/L}$ em STX/L de saxitoxina e $15\text{ }\mu\text{g/L}$ em cilindrospermopsina. Visando à remoção das cianobactérias e à oxidação das cianotoxinas, foram executados muitos trabalhos de pesquisas em instalações pilotos, tais como: Garcia (2002) removeu 78% do fitoplâncton total da água da Lagoa Peri, através da coagulação seguido da eletroflotação; Mondardo (2004) investigou o desempenho do ozônio como pré-oxidante em águas com elevadas concentrações de microalgas e cianobactérias, em um sistema de filtração direta descendente, obtendo remoção de 98,8% do fitoplâncton presente, após FD (Filtração direta) e Melo Filho, (2006) obteve remoção de 99,6% das cianobactérias, com pré-ozonização após FD. Todos demonstraram que o ozônio auxiliou na remoção do fitoplâncton.

Na água da Lagoa do Peri, a presença das cianobactérias no fitoplâncton tem sido

citada por vários autores, tais como Laudares Silva (1999); Matthiensen (2001); Garcia (2002) e Grellmann (2006), os quais apontam a *Cylindrospermopsis sp* como a espécie dominante. A primeira detecção das cianotoxinas na Lagoa do Peri foi efetuada por Alexandre Matthiensen, citado por Grellmann (2006), em maio de 2003, identificadas como neosaxitoxinas e goniatoxinas, mas não foram identificados os filamentos ou células das cianobactérias. Entretanto, Sens et al., (2005) identificaram as cianotoxinas, saxitoxina e neosaxitoxina em um período de dominância da espécie de cianobactéria *Cylindrospermopsis sp*.

Nas águas eutrofizadas, devido à ocorrência de florações de cianobactérias e das cianotoxinas por elas produzidas em recursos de água, faz-se necessário um tratamento que contemple a remoção do fitoplâncton e dessas cianotoxinas. Tal situação é desfavorável ao emprego do processo de sedimentação e filtração direta, o que induz ao estudo em unidades de flotação, a fim de responder às dificuldades com maior eficiência. A FAD (flotação por ar dissolvido) surgiu como uma tecnologia promissora para substituir as unidades de sedimentação em estações convencionais de tratamento de água, uma vez que certas partículas, devido à baixa densidade, apresentam baixa velocidade de sedimentação (ou, às vezes, uma tendência à flutuação) após a coagulação e floculação. A flotação teve início a partir dos estudos de Vrablik (1959), em efluentes industriais e, após várias pesquisas, confirmaram a sua grande potencialidade no tratamento de águas, como as realizadas por Hyde et al., (1977), Zabel (1982), entre muitos outros. Também a FAD e a oxidação com ozônio têm sido empregadas no tratamento de águas, efluentes industriais e em águas residuárias, sendo consideradas opções eficientes. A aplicação do ozônio em águas teve início no Brasil em 1983, como alternativa à pré-oxidação efetuada com compostos clorados e aeração, em algumas unidades de tratamento de água, por ser um forte oxidante e eficiente frente à oxidação de compostos orgânicos, inorgânicos e inativação de patógenos. Em estudos envolvendo FAD com pré ou pós ozonização, Daniel et al., (2000) efetuaram testes em efluentes de fábrica de papel, visando ao reuso da água, demonstrando que o efluente flotado apresentou qualidade semelhante à água produzida pela ETA da indústria. Laplanche et al., (1994), estudaram a remoção da cianobactéria *Microcystis sp* utilizando a ozoflotação em uma instalação piloto, o que também demonstrou ser efetivo. Diante do exposto, fica a questão: será que o uso do ozônio promove efeito de ação oxidativa nas cianobactérias e/ou liberará cianotoxinas por lise celular durante a ozoflotação?

No tratamento de águas eutrofizadas para fins de potabilização, com predominância das cianobactérias, torna-se importante a análise da produção das cianotoxinas, como

preconiza a port. 518/2004, tendo em vista a potencialidade para produção das cianotoxinas (citotoxina, neurotoxinas e hepatotoxinas), uma vez que o sistema de tratamento por Filtração direta (FD) é muito utilizado em tratamento de águas captadas em lagos, devido às características de qualidade da água a ser tratada (baixa cor e turbidez).

Nesse contexto, propõe-se investigar a ozoflotação (FADO – flotação por ar dissolvido e ozônio), como pré-tratamento para águas eutrofizadas que, acrescentada ao sistema de tratamento por FD, possa minimizar os problemas operacionais causados pelas florações das cianobactérias, em uma instalação piloto especialmente projetada para essa finalidade, avaliando a remoção das cianobactérias, microalgas, cianotoxinas e os efeitos da flotação na filtração.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a eficiência da ozoflotação na remoção de cianobactérias, microalgas e oxidação de cianotoxinas, como pré-tratamento de águas eutrofizadas.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterização do fitoplâncton e cianotoxinas na água da Lagoa do Peri.
- Quantificar a remoção de cianobactérias e microalgas na flotação da água bruta, floculada e ozoflotada.
- Avaliar os filtros como pós-tratamento da flotação e ozoflotação.
- Avaliar a presença da saxitoxina através do ensaio “inibição enzimática da enzima acetilcolinesterase” na água bruta e no efluente filtrado.
- Identificar a presença de cianotoxinas extracelulares através de ensaios cromatográficos na água bruta e no efluente filtrado.

3 REVISÃO DE LITERATURA

O fitoplâncton exerce um papel negativo no tratamento de águas, porque implica desde a obstrução dos filtros até a liberação de toxinas presentes nas cianobactérias. Algumas espécies das algas dominantes afetam a qualidade da água, por produzirem odor e sabor, como também influem significativamente na coagulação química, decantação e filtração. Vários gêneros e espécies de cianobactérias que formam florações produzem cianotoxinas. Algumas dessas cianotoxinas são caracterizadas pela sua ação rápida, causando a morte por parada respiratória e têm sido identificadas como alcalóides ou organofosforados neurotóxicos. Outras atuam mais lentamente e são identificadas como peptídeos ou alcalóides hepatotóxicos (AZEVEDO, 1998).

As cianobactérias podem produzir intoxicações agudas ou crônicas, de acordo com a espécie. As cianotoxinas podem ser classificadas, quanto ao modo de ação, em 3 grupos: as hepatotoxinas, neurotoxinas e as endotoxinas (LPS - Lipopolissacarídeos / toxinas irritantes ao contato). A contaminação pode ocorrer no ser humano pelo contato direto com água contendo o florescimento de cianobactérias tóxicas, em atividade de recreação, ingestão e pelo consumo de peixes e ou outras espécies aquáticas.

Os produtos metabólicos de algumas espécies de algas conferem sabor e odor à água, conforme apresentado no Quadro 1, que podem ser tóxicos ao ser humano e precursores da formação de compostos organoclorados. Além da GEO (geosmina – trans-1,10-dimetil-trans-decalol), MIB (2-metilisoborneal) há outros compostos que conferem sabor e odor de terra e mofo à água, como TCA (2,3,6-tricloro anisole), IPMP (2-isopropil-3-metoxi pirazina) e IBPM (2-isobutil-3-metoxi pirazina), e o método mais utilizado de remoção, além da adsorção em CAP (carvão ativado em pó), é a oxidação (DI BERNARDO, 1995).

Classe	Gêneros das algas	Odor quanto à quantidade		Gosto	Sensação
		Moderada	Abundante		
Bacillariophyceae	<i>Asterionella</i>	Gerânio, Picante.	Peixe		
Bacillariophyceae	<i>Aulacoseira</i>	Gerânio	Bolor		Viscoso
Bacillariophyceae	<i>Cyclotella</i>	Gerânio	Peixe		
Bacillariophyceae	<i>Diatoma</i>		Aromático		
Bacillariophyceae	<i>Fragilaria</i>	Gerânio	Bolor		
Bacillariophyceae	<i>Meridion</i>		Picante		
Bacillariophyceae	<i>Pleurosigma</i>		Peixe		
Bacillariophyceae	<i>Stephanodiscus</i>	Gerânio	Peixe		Viscoso
Bacillariophyceae	<i>Synedra</i>	Capim	Bolor		Viscoso
Bacillariophyceae	<i>Tabellaria</i>	Gerânio	Peixe		
Chlorophyceae	<i>Actinastrum</i>		Capim, Bolor.		
Chlorophyceae	<i>Chara</i>	Alho.	Deteriorado, Alho.		
Chlorophyceae	<i>Chlorella</i>		Bolor		
Chlorophyceae	<i>Cladophora</i>		Séptico		
Chlorophyceae	<i>Closterium</i>		Capim		
Chlorophyceae	<i>Cosmarium</i>		Capim		
Chlorophyceae	<i>Dictyosphaerium</i>	Capim, Nastúrcio.	Peixe		
Chlorophyceae	<i>Eudorina</i>		Peixe		
Chlorophyceae	<i>Gonium</i>		Peixe		
Chlorophyceae	<i>Hydrodictyon</i>		Séptico		
Chlorophyceae	<i>Nitella</i>	Capim	Capim, Séptico.	Amargo	
Chlorophyceae	<i>Pandorina</i>		Peixe		
Chlorophyceae	<i>Pediastrum</i>		Capim		
Chlorophyceae	<i>Scenedesmus</i>		Capim		
Chlorophyceae	<i>Spirogyra</i>		Capim		
Chlorophyceae	<i>Staurastrum</i>		Capim		
Chlorophyceae	<i>Tribonema</i>		Peixe		
Chlorophyceae	<i>Ulothrix</i>		Capim		
Chlorophyceae	<i>Volvox</i>	Peixe	Peixe		
Chrysophyceae	<i>Chryso-sphaerella</i>		Peixe		
Cryptoficeae	<i>Cryptomonas</i>		Violeta	Doce	
Crysophyceae	<i>Dinobryon</i>		Peixe		Viscoso
Crysophyceae	<i>Mallomonas</i>		Peixe		
Crysophyceae	<i>Synura</i>	Pepino, Picante.	Peixe	Amargo	Seco e Viscoso
Crysophyceae	<i>Uroglena</i>				
Crysophyceae	<i>Uroglenopsis</i>	Pepino	Peixe		Viscoso
Cyanophyceae	<i>Anabaena</i>	Campim, Nastúrcio, Bolor.	Séptico		
Cyanophyceae	<i>Anabaenopsis</i>		Capim		
Cyanophyceae	<i>Aphanizomenon</i>	Capim, Nastúrcio, Bolor.	Séptico	Doce	Seco
Cyanophyceae	<i>Gomphosphaeria</i>				
Cyanophyceae	<i>Cylindrospermum</i>	Capim	Séptico		
Cyanophyceae	<i>Gloecapsa</i>				
Cyanophyceae	<i>Gloeocystis</i>		Séptico		
Cyanophyceae	<i>Gloeotrichia</i>		Capim		
Cyanophyceae	<i>Gomphosphaeria</i>	Capim	Capim	Doce	
Cyanophyceae	<i>Microcystis</i>	Capim	Séptico	Doce	
Cyanophyceae	<i>Nostoc</i>	Bolor	Séptico		
Cyanophyceae	<i>Oscillatoria</i>	Capim	Bolor, Picante.		
Cyanophyceae	<i>Rivularia</i>	Capim	Bolor		
Dinophyceae	<i>Ceratium</i>	Peixe	Séptico	Amargo	
Dinophyceae	<i>Glenodinium</i>		Peixe		Viscoso
Dinophyceae	<i>Peridinium</i>	Pepino	Peixe		
Euglenophyceae	<i>Chlamydomonas</i>	Bolor, Capim.	Peixe, Séptico.	Doce	Viscoso
Euglenophyceae	<i>Euglena</i>		Peixe	Doce	
Bacillariophyceae	<i>Asterionella</i>	Gerânio, Picante.	Peixe		

QUADRO 1 – Odores, gostos e sensações associadas com algas presentes na água.

Fonte: Modificado de DI BERNARDO, (1995).

3.1 FITOPLÂNCTON, DIVISÕES E CARACTERÍSTICAS

Cada ecossistema aquático apresenta variações sazonais na composição do fitoplâncton e as atividades antrópicas acarretam mudanças substanciais na sua comunidade planctônica. Os ambientes aquáticos possuem comunidades planctônicas com variedade, abundância e distribuição próprias que dependem das características abióticas (temperatura, luz, oxigênio dissolvido e concentração de nutrientes) e bióticas (predadores, parasitas, competição).

Os organismos mais representativos do plâncton compreendem as algas, bactérias, protozoários, rotíferos, cladóceros, copépodos e algumas larvas. O plâncton geralmente constitui a unidade básica da produção de matéria orgânica dos ecossistemas aquáticos. Em presença de nutrientes apropriados e em quantidade suficiente, os componentes vegetais do plâncton são capazes de acumular energia solar luminosa na forma de compostos químicos energéticos por meio da fotossíntese. O plâncton divide-se em três categorias: bacterioplâncton, fitoplâncton (plâncton vegetal) e zooplâncton (plâncton animal). Muitas formas flageladas fotossintetizantes são consideradas como fitoplâncton por alguns autores e como zooplâncton por outros. O plâncton também é classificado quanto a sua dimensão (medidas lineares), em: macroplâncton (organismos maiores que 500 μm), nanoplâncton (organismos com tamanhos entre 10 e 50 μm) e ultraplâncton (organismos com tamanho entre 0,5 e 10 μm). O plâncton proveniente de lagos é denominado limnoplâncton e é amostrado no ambiente aquático, por intermédio de redes com malhas de diferentes aberturas, geralmente de 10 a 25 μm ou as amostras de água são posteriormente submetidas à centrifugação.

Os grupos mais importantes do zooplâncton que têm significado sanitário e que também podem influenciar nas tecnologias de tratamento, segundo Di Bernardo (1995), são: protozoários, rotíferos e crustáceos (cladóceros e copépodos). Embora tais organismos apresentem papel importante na vida planctônica, algumas espécies de algas são realmente os organismos que mais afetam o tratamento da água destinada ao consumo humano.

3.1.1 Cianotoxinas produzidas por cianobactérias

Os fisiologistas consideram as cianofíceas como bactérias (cianobactérias) e os taxonomistas consideram-nas como algas azuis. Sua organização celular demonstra que esses microorganismos são procariontes e, portanto, muito semelhantes na bioquímica e estrutura das bactérias, sendo a fotossíntese sua principal forma de obtenção de energia. A sua origem foi estimada em cerca de 3,5 bilhões de anos pela descoberta de fósseis desses microorganismos, em rochas sedimentares encontradas no noroeste da Austrália. As cianobactérias estão, portanto, entre os organismos pioneiros na Terra, sendo provavelmente os primeiros produtores primários de matéria orgânica a liberarem oxigênio elementar na atmosfera primitiva. Várias espécies vivem em solos e rochas, desempenhando um importante papel nos processos funcionais do ecossistema. Entretanto, ambientes de água doce são os mais importantes para o crescimento das cianobactérias, visto que a maioria das espécies apresenta um melhor crescimento em águas neutras - alcalinas (pH 6-9) com temperatura entre 15 a 30°C e elevada concentração de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo. Vários gêneros e espécies de cianobactérias que formam florações produzem cianotoxinas. As cianotoxinas constituem uma grande fonte de produtos naturais tóxicos produzidos por esses microorganismos e, embora ainda não estejam devidamente esclarecidas as causas da produção dessas cianotoxinas, tem-se assumido que esses compostos tenham função protetora contra herbivoria, como acontece com alguns metabólicos de plantas vasculares (CARMICHAEL, 1992). As cianotoxinas e principais gêneros das Cianobactérias estão no Quadro 2.

GRUPO DE CIANOTOXINA	ÓRGÃO-ALVO	GÊNERO DE CIANOBATÉRIAS
PEPTÍDEOS CÍCLICOS		
Microcistinas (MCYS)	Fígado, rins	<i>Microcystis, Anabaena, Planktothrix, Oscillatoria, Nostoc, Hapalosiphon, Anabaenopsis, Aphanocapsa</i>
Nodularinas	Fígado	<i>Nodularia</i>
ALCALÓIDES		
Cilindrospermopsina (CYN)	Fígado, rins	<i>Cylindrospermopsis, Umezakia, Aphanizomenon</i>
Anotoxina-a (ANTX)	Sinapse nervosa	<i>Anabaena, Planktothrix, Oscillatoria, Aphanizomenon, Cylindrospermum</i>
Anotoxina-a(s) (ANTX-s)	Sinapse nervosa	<i>Anabaena, Planktothrix</i>
Saxitoxinas (STXs)	Axônios nervosos	<i>Anabaena, Aphanizomenon, Lyngbya, Cylindrospermopsis, Planktothrix</i>
LIPOLISSACARÍDEOS (LPS)	Irritante potencial; afeta qualquer tecido exposto.	Todos

QUADRO 2 – Principais gêneros de cianobactérias produtoras de cianotoxinas.
Fonte: Modificado da OMS – (WHO, 1999) *apud* MELO FILHO (2006).

3.1.1.1 Neurotoxinas

As neurotoxinas são produzidas por espécies e cepas incluídas nos gêneros: *Anabaena* (CARMICHAEL, et al., 1990), *Aphanizomenon* (CARMICHAEL; MAHAMOOD, 1986), *Oscillatoria* (SIVONEN, et al., 1989), *Trichodesmium* (HAWSER, et al., 1991) e *Cylindrospermopsis* (OHATOANI, et al., 1992). Já são conhecidas as neurotoxinas produzidas a partir de espécies desses gêneros, a seguir relacionadas e especificadas.

1) A anatoxina-a (Figura 1) foi a primeira toxina de cianobactéria a ser química e funcionalmente definida. Trata-se de uma amina secundária (DEVLIN, et al., 1977). Os sinais de envenenamento por essa toxina, em animais selvagens e domésticos, incluem desequilíbrio, fasciculação muscular, respiratória e ocorre em poucos minutos a poucas horas, dependendo da dosagem e consumo prévio de alimento. Esse alcalóide neurotóxico é um potente bloqueador neuromuscular pós-sináptico de receptores nicotínicos e colinérgicos. A DL_{50} intraperitoneal (i.p.) em camundongos, para a toxina purificada, é de 200 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de peso corpóreo, com sobrevivência de 1 a 20 minutos.

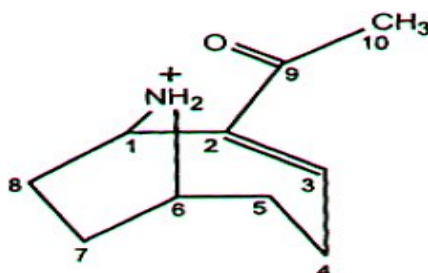


FIGURA 1 – Estrutura química da anatoxina-a
Fonte: CHORUS e BARTRAM (1999).

2) A anatoxina-a(s) (Figura 2) possui um mecanismo de ação semelhante à anatoxina-a, pois inibe a ação da acetilcolinesterase, impedindo a degradação da acetilcolina (MATSUNAGA, et al., 1989). A DL_{50} (i.p.) em camundongos é de 20 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de peso corpóreo e, portanto, dez vezes mais potente que a anatoxina-a.

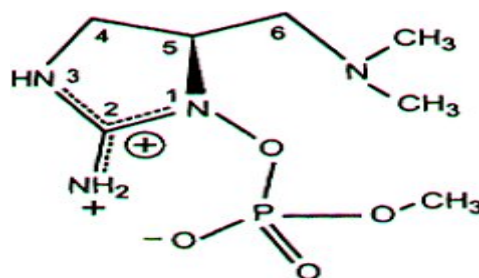


FIGURA 2 – Estrutura química da anatoxina-a (s)
Fonte: CHORUS e BARTRAM (1999).

3) As saxitoxinas (Figura 3) que tinham sido primeiramente isoladas de dinoflagelados marinhos, responsáveis pela ocorrência de marés vermelhas, são um grupo de alcalóides carbamatos que podem ser não sulfatados (saxitoxinas), com um único grupamento sulfato (G-toxinas) ou com dois grupamentos sulfatos (C-toxinas), estruturas com grupamentos decarbamoil (dcSTX ou dcGTX) e novas cianotoxinas relacionadas têm sido recentemente isoladas, conforme apresenta a Tabela 1. A toxicidade desse grupo de alcalóides varia bastante, porém a saxitoxina mais potente com uma DL_{50} (intraperitoneal) em camundongos é de 10 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de peso corpóreo (saxitoxina purificada). Também já foram isoladas saxitoxinas de cepas das cianobactérias dos gêneros *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Lyngbya* e *Cylindrospermopsis* (CARMICHAEL, 1994); (AZEVEDO, 1998). Essas neurotoxinas inibem a condução nervosa por bloqueamento dos canais de sódio, afetando a permeabilidade ao potássio ou a resistência das membranas.

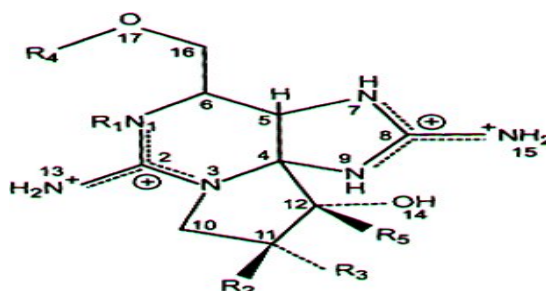


FIGURA 3 – Estrutura química geral das saxitoxinas
Fonte: CHORUS e BARTRAM (1999).

TABELA 1 – Tipos de saxitoxinas

Nome da Toxina	Grupos químicos variáveis nas saxitoxinas				
	R1	R2	R3	R4	R5
STX	H	H	H	CONH2	OH
GTX2	H	H	OSO3 ⁻	CONH2	OH
GTX3	H	OSO3 ⁻	H	CONH2	OH
GTX5	H	H	H	CONHSO3 ⁻	OH
C1	H	H	OSO3 ⁻	CONHSO3 ⁻	OH
C2	H	OSO3 ⁻	H	CONHSO3 ⁻	OH
NEO	OH	H	H	CONH2	OH
GTX1	OH	H	OSO3 ⁻	CONH2	OH
GTX4	OH	OSO3 ⁻	H	CONH2	OH
GTX6	OH	H	H	CONHSO3 ⁻	OH
dcSTX	H	H	H	H	OH
dcGTX2	H	H	OSO3 ⁻	H	OH
dcGTX3	H	OSO3 ⁻	H	H	OH
LWTX1	H	OSO3 ⁻	H	COCH3	H
LWTX2	H	OSO3 ⁻	H	COCH3	OH
LWTX3	H	H	OSO3 ⁻	COCH3	OH
LWTX4	H	H	H	H	H
LWTX5	H	H	H	COCH3	OH
LWTX6	H	H	H	COCH3	H

STX: saxitoxina

dcSTX: decarbamoilsaxitoxinas

GTX: goniautoxinas

NEO: neosaxitoxina

dcGTX: decarbamoilgoniautoxinas

C: C-toxinas

LWTX: toxinas de *Lyngbya wollei*

Fonte: CHORUS e BARTRAM, (1999).

3.1.1.2 Hepatotoxinas

O tipo mais comum de intoxicação envolvendo cianobactérias é causado por hepatotoxinas, que apresentam uma ação mais lenta, em decorrência de hemorragia intra-hepática e choque hipovolêmico. Os sinais observados, após ingestão dessas hepatotoxinas, são: prostração, anorexia, vômitos, dor abdominal e diarreia (CARMICHAEL, et al., 1984); (BEASLEY, et al., 1989). As espécies já identificadas como produtoras dessas hepatotoxinas estão incluídas nos gêneros *Microcystis*, *Anabaena*, *Nodularia*, *Oscillatoria*, *Nostoc* e *Cylindrospermopsis* (CARMICHAEL, 1992). As principais hepatotoxinas até agora caracterizadas são heptapeptídeos cíclicos, conhecidos como microcistinas (Figura 4) e os pentapeptídeos designados como nodularinas (Figura 5). São inibidores de proteínas fosfatases tipo 1 e 2A de células eucariontes e também são reconhecidas como promotores de tumores hepáticos. A toxicidade dessas microcistinas é praticamente a mesma: quase todas apresentam DL_{50} (i.p.) entre 60 e 70 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de peso corpóreo e sintomas similares de envenenamento. O alcalóide hepatotóxico, denominado cilindrospermopsina (Figura 6), foi isolado de duas espécies de cianobactérias a *C. raciborskii* (OHATOANI, et al., 1992) e *U. natans* (HARADA, et al., 1994), desencadeando o mecanismo de ação por inibição da síntese protéica e já se observou dano severo em células renais dos animais testados.

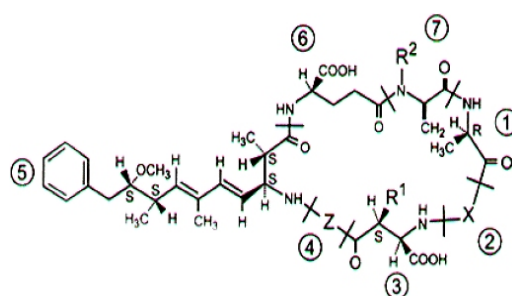


FIGURA 4 – Estrutura química geral das microcistinas

Fonte: CHORUS e BARTRAM (1999).

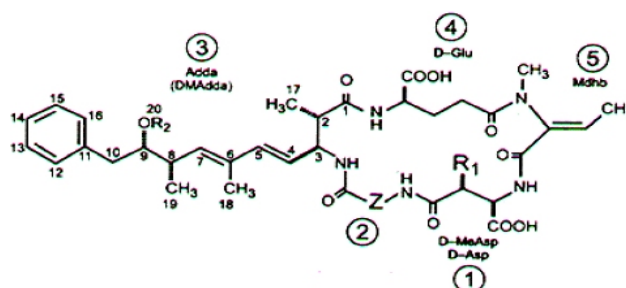


FIGURA 5 – Estrutura química da nodularina

Fonte: CHORUS e BARTRAM (1999).

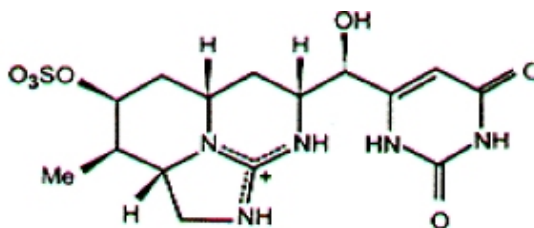


FIGURA 6 – Estrutura química da cilindrospermopsina
Fonte: CHORUS e BARTRAM (1999).

3.2 ASPECTOS TOXICOLÓGICOS DO ENSAIO ENZIMÁTICO (INIBIÇÃO DA ACETILCOLINESTERASE)

As duas principais colinesterases humanas são a acetilcolinesterase (presente no tecido nervoso e no eritrócito) e a pseudocolinesterase (presente no fígado e no soro). A inibição das colinesterases submete o organismo a uma verdadeira intoxicação pela acetilcolina, o que, inicialmente, excita e, após, paralisa as transmissões sinápticas colinérgicas e produz manifestações clínicas resultantes de três síndromes: muscarínica, nicotínica e central (HADDAD, 1990). A ligação entre a acetilcolinesterase e a maioria dos pesticidas organofosforados e carbamatos ocorre na região da molécula da enzima chamada de sítio esterásico. No caso dos fosforados, a enzima atua como nucleófilo, sendo fosforilado o grupo hidroxílico de um aminoácido serina desse sítio, formando um complexo fosforil-enzima, análogo ao acetil-enzima que ocorre quando da ligação do substrato fisiológico com a acetilcolina, contudo muito mais estável. Todavia, pode ocorrer a reativação espontânea da acetilcolinesterase inibida por organofosforados após várias horas. Essa reativação pode não ocorrer totalmente, quando a fosforilação acontece com organofosforados com grupos alquil secundários ou terciários. A perda de um grupo alquil, através de um processo não enzimático conhecido como “aging” ou “envelhecimento”, aumenta ainda mais a estabilidade da enzima fosforilada (SULTATOS, 1994; LOTTI, 1995). As reações metabólicas que têm sido reportadas para pesticidas organofosforados são numerosas e variadas. Entretanto, resumidamente, a ativação metabólica de inseticidas dessa classe é catalisada pelos citocromos P-450 e por um sistema enzimático, denominado oxidase de função mista, presente na fração microsomal do tecido hepático de mamíferos (SULTATOS, 1994; FRANKLIN, et al., 1980). Como várias formas de citocromos P-450 estão localizadas em outros tecidos além do fígado, alguns estudos têm indicado que certos organofosforados são, também, metabolicamente ativados pelo cérebro, pulmões, pele e rins, tendo esses órgãos

importância no desenvolvimento do mecanismo de ação tóxica desses compostos. As metodologias *in vitro* que utilizam a enzima acetilcolinesterase como biodetector possuem uma limitação: não são capazes de detectar os tionofosforados, os quais, para inibirem a colinesterase, necessitam serem previamente ativados, o que ocorre após a penetração no organismo. No entanto, a partir da década de 80, o Laboratório de Ecotoxicologia Enzimática do Departamento de Biologia Celular e Genética do Instituto de Biologia da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (ENZITOX) desenvolveu metodologia para águas e alimentos. O processo está baseado na preparação da acetilcolinesterase presente em cérebro de ratos, o que é capaz de ativar os tionofosforados, possibilitando o uso irrestrito da enzima no monitoramento de todos os fosforados e carbamatos. Tendo em vista a especificidade do teste, considera-se extremamente improvável que, após o processo extrativo das amostras, ainda se encontrem interferentes que não sejam inibidores específicos da acetilcolinesterase (FARIA, 2005).

3.3 PRÉ-OXIDAÇÃO QUÍMICA

A oxidação química é um tratamento amplamente empregado para a remoção de matéria orgânica em processos de tratamento de águas residuárias industriais. O seu emprego em águas de abastecimento com presença de substâncias húmicas e algas tem ocasionado diversos problemas, decorrentes da formação de subprodutos orgânicos halogenados; principalmente quando for empregada a pré-oxidação com cloro. Essa técnica é muito questionada no aspecto da toxicidade desses subprodutos, que são compostos orgânicos halogenados prejudiciais à saúde humana.

Sens, et al., (2003), em uma pesquisa utilizando um sistema piloto de filtração direta descendente com pré-oxidação por ozônio e cloro, verificaram que, para águas com grandes concentrações de algas, o ozônio, como pré-oxidante, possibilitou redução na formação de THM (trihalometano) e a produção de água de melhor qualidade. Paschoalato (2005) avaliou o potencial de formação de subprodutos halogenados gerados em águas contendo substâncias húmicas com diversos oxidantes e demonstrou que o uso de pré-oxidantes alternativos, tais como: permanganato de potássio, dióxido de cloro, peróxido de hidrogênio, ozônio e peroxônio, associados à coagulação, filtração e pós-cloração, formam quantidades mínimas de subprodutos.

3.3.1 Oxidação química com ozônio

Segundo Diaper (1970), a utilização do ozônio na tentativa de alterar as características coloidais começou a ser feita no fim da década de 60, em processos patenteados como “Miscellization / Demiscellization e Microzon”, em que o princípio básico do processo seria o uso do ozônio para romper o estado coloidal, seguido de adição de um coagulante para aglomerar as miscelas e promover sua filtração. Schalekamp (1979) cita que o ozônio pode provocar a floculação, quando aplicado em uma concentração de até 2,5 mg/L. Acima deste valor ocorre o inverso. Maier (1978) citou que o ozônio provoca mudanças químicas na estrutura molecular da matéria orgânica presente, causando dois fenômenos opostos: a precipitação de sais orgânicos de metais alcalinos e ferrosos e a desestabilização de suspensões pela matéria orgânica ozonizada, os quais melhoram sua capacidade de adsorção e promovem a floculação pela formação de pontes (reduz a turbidez). A aplicação de ozônio na água bruta (pré-oxidação) promove desinfecção, auxilia na coagulação e reduz a quantidade de produtos químicos nas operações de coagulação-floculação (WEST, et al., 1994). O ozônio é um oxidante e virucida muito forte e os mecanismos de desinfecção incluem oxidação/destruição direta da parede da célula com vazamento de componentes celulares, reações com os subprodutos radicais da decomposição do ozônio e danifica os componentes dos ácidos nucleicos (purinas e pirimidinas).

O ozônio, segundo Di Bernardo (1993), vem sendo utilizado para finalidades além da desinfecção, tais como oxidação de matérias orgânicas e inorgânicas, auxiliar na remoção de cor, turbidez e, mais recentemente, em processos biológicos aeróbios em filtros e meios absorventes. Nas estações em que se usa o ozônio, destacam-se os seguintes benefícios, além da desinfecção: a oxidação de metais e de matéria orgânica, redução na dosagem do coagulante, remoção nos compostos produtores de sabor e odor, a redução de percussores de THM (trihalometano), destruição de algas e aumento na carreira de filtração.

A ozonização é uma tecnologia mais complexa do que o cloro ou a radiação UV, requerendo equipamento e sistemas de contato eficientes. Requer assim materiais resistentes, por ser o ozônio muito reativo e corrosivo, o que se apresenta como uma desvantagem sobre os demais oxidantes.

3.3.1.1 Reações entre ozônio e substâncias orgânicas e inorgânicas

A reação do ozônio com as substâncias presentes em águas basicamente ocorre por dois mecanismos distintos: pela via direta (via ozônio molecular) e/ou, pelos radicais formados pela decomposição do O_3 . Acredita-se que a oxidação via radical tenha um papel determinante nesses processos. Evidências recentes sugerem que, mesmo em situações na qual a oxidação inicial se dá pela via direta (via ozônio molecular), os radicais orgânicos e até mesmo inorgânicos são também formados, o que viabiliza as reações através de mecanismos radicalares, (STAEHELIN; HOIGNÉ, 1985); (BUHLER, et al., 1984).

O bicarbonato tanto o carbonato são reconhecidamente seqüestradores de radicais (GLAZE, 1986). Assim sendo, a alcalinidade pode influenciar o comportamento do ozônio e, conseqüentemente, os subprodutos gerados, uma vez que estabiliza o ozônio molecular modificando o mecanismo de oxidação via direta. Considerações similares podem ser aplicadas ao potencial de desinfecção do ozônio que, para um dado pH, a desinfecção pode ser mais seletiva em águas com alta alcalinidade, nas quais o ozônio é estabilizado pela supressão de radicais de carbonato e bicarbonato. Os efeitos da ozonização podem ser analisados segundo as modalidades de aplicação do ozônio na água e o grau de contaminação da mesma. Por exemplo, sais solúveis de ferro são oxidados em sais insolúveis. Essas reações ocorrem em relações estequiométricas, em que cada molécula de ozônio proporciona um átomo de oxigênio ativo. A aplicação de ozônio destrói também algas e protozoários. Os moluscos adultos de pequena dimensão são relativamente resistentes. Já suas larvas são destruídas em tempos mais breves. O ozônio também destrói os produtos causadores de sabor e odor procedentes do metabolismo dos componentes do plâncton (GOMELLA, 1967).

3.3.1.2 Reações entre ozônio com microrganismos patogênicos

Dentre os microrganismos causadores de gastroenterites, destacam-se os protozoários, *Giardia* e *Cryptosporidium*, pela elevada incidência de casos e devido as suas características de resistências aos tratamentos convencionais de água. Sendo o oócito do *Cryptosporidium* extremamente resistente aos processos convencionais de desinfecção por seu

tamanho reduzido (3 μm), podendo transpassar os processos físicos de tratamento de água. Esses microrganismos estão amplamente distribuídos no ambiente e são capazes de infectar todas as espécies de mamíferos, que constituem importante reservatório animal da doença. O *Cryptosporidium* é um protozoário que vem sendo citado como responsável por causar um tipo de diarreia semelhante à provocada pelo *Vibrio cholerae*, podendo levar à morte indivíduos imunodeficientes (CETESB, 1992).

A desinfecção com produtos alternativos em águas de abastecimento, entre eles o ozônio, Di Bernardo (2005), apresentou uma inativação de 99% de cistos de *G. muris*, com a dosagem de 0,2 a 0,7 mg/L e para cistos de *G. lamblia*, a dosagem de 0,1 a 0,5 mg/L, para a mesma eficiência. Da mesma forma Logsdon (1988), apresentou para inativação de 99 % dos cistos de *G. lamblia* com a dosagem de ozônio entre 0,5 a 0,6 mg/L e para os cistos de *G. muris* a dosagem de 1,8 a 2,0 mg/L. Para os oócitos de *Cryptosporidium parvum* requereu-se a dosagem entre 5 a 10 mg/L para a mesma inativação.

3.3.1.3 Aspectos sobre a geração de ozônio

O método da descarga elétrica é a mais comum fonte de energia utilizada para produzir o ozônio, no qual o ar extremamente seco ou o oxigênio puro é exposto a uma descarga de alta tensão controlada e uniforme. O jato do gás, gerado a partir do ar conterà aproximadamente 0,5 a 3,0% em peso de ozônio e, gerado com oxigênio puro, conterà uma maior concentração em peso do gás ozônio. O ozônio apresenta, como propriedades físicas e químicas, a temperatura de ebulição à pressão atmosférica de $-112\text{ }^{\circ}\text{C}$ e é parcialmente solúvel na água em aproximadamente 30 vezes a do oxigênio entre 0 a $30\text{ }^{\circ}\text{C}$. No sistema gerador de ozônio, o melhor rendimento está em 14 g/m^3 de ozônio e o valor energético ótimo está na ordem de 20,6 kWh por kgO_3 produzido. Em soluções aquosas, a velocidade de autodestruição do ozônio depende do pH, do gênero e concentração dos sais dissolvidos e também é muito favorecido pela presença de íons $(\text{OH})^-$ (GOMELLA, 1967). A decomposição do ozônio ocorre, na prática, segundo a equação 01.

$$\text{Log} \frac{C_o}{C} = a(T - T_o) \quad (01)$$

Onde:

To = Tempo inicial

T = Tempo final

Co = Concentração inicial

C = Concentração final

a = Constante

3.4 COAGULAÇÃO E FLOCULAÇÃO

Segundo Baumann (1971), coagulação é o processo que descreve o efeito produzido pela adição de um produto químico sobre uma dispersão coloidal, resultando na desestabilização das partículas, através da redução das forças que tendem a manter as mesmas afastadas. Quando estão muito próximas, as forças de *Van Der Waals* provocam a aderência entre as partículas, formando aglomerados passíveis de serem removidos. Para que isso ocorra, é necessário reduzir a força de repulsão eletrostática, ou seja, o potencial zeta. O potencial zeta é a medida do potencial elétrico entre a superfície externa da camada compacta e o meio líquido no qual se desenvolve. Para Azevedo Netto (1977), coagular significa reduzir o potencial zeta a tal ponto que consiga a união de partículas coloidais produzindo flocos. Segundo Di Bernardo (1993), a coagulação é realizada com coagulantes (geralmente sais de ferro ou alumínio), na qual ocorrem dois fenômenos: químico, consistindo nas reações do coagulante com a água, na formação de compostos hidrolisáveis com carga positiva e que dependem da concentração do metal e pH de coagulação e físico, consistindo no transporte das espécies hidrolisadas, para que haja contato com as impurezas presente na águas.

A coagulação depende das características da água e das impurezas presentes conhecidas, as quais são mensuradas através dos parâmetros como pH, alcalinidade, cor, turbidez, temperatura, mobilidade eletroforética, sólidos totais dissolvidos, tamanho e distribuição das partículas em estado coloidal e em suspensão. A coagulação ocorre mediante quatro mecanismos: a compressão da camada difusa, adsorção - neutralização de cargas e adsorção - formação de pontes e a varredura. O mecanismo da varredura é muito utilizado nas ETA's onde há floculação e sedimentação antecedendo a filtração, pois os flocos resultantes possuem maior volume e manifestam velocidades de sedimentação elevadas, quando comparadas às dos flocos obtidos através da coagulação realizada no mecanismo de adsorção

- neutralização de cargas. O mecanismo de coagulação na varredura também é empregado quando a clarificação é feita pela flotação (DI BERNARDO, 1993).

Amirtharajah e Mills (1982, *apud* DI BERNARDO, 1993), desenvolveram o diagrama de coagulação para o sulfato de alumínio, representado pela Figura 7, que indica as regiões mais adequadas para diferentes tipos de coagulação através da melhor dosagem e pH de coagulação. O diagrama de coagulação do sulfato de alumínio pode ser utilizado, de uma forma simples, para destacar as dosagens do coagulante químico e a faixa de pH em que a coagulação efetivamente ocorre. Este diagrama é diferente para cada caso específico.

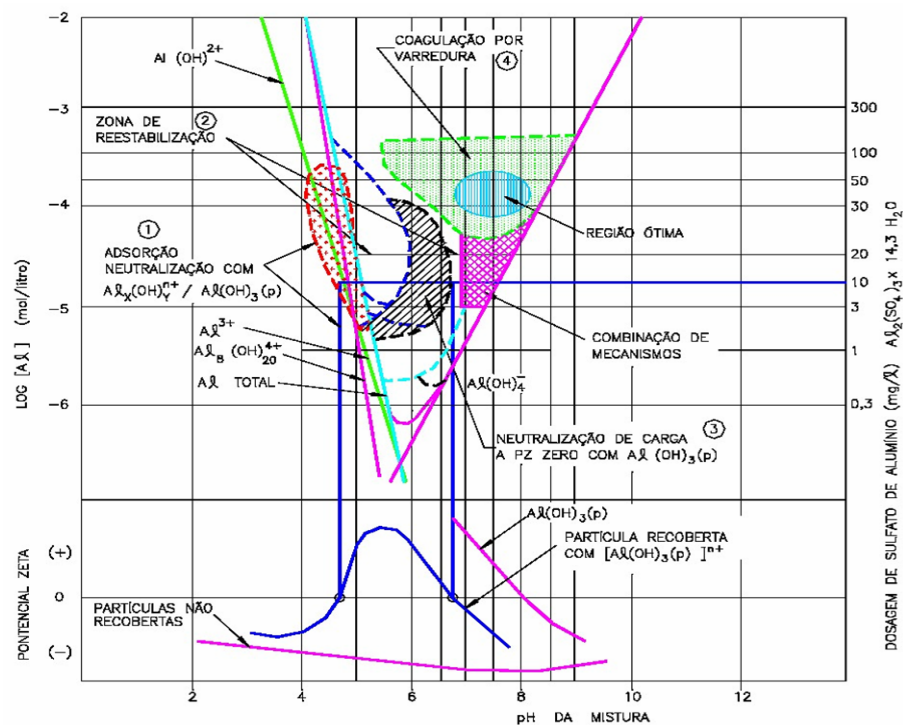


FIGURA 7 – Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio
Fonte: AMIRTHARAJAH e MILLS (1982, *apud* DI BERNARDO, 1993).

Na região 1, ocorre a neutralização de cargas das partículas coloidais pelas espécies hidrolisadas, positivas, de alumínio, que são adsorvidas na superfície dos colóides. O potencial zeta se aproxima de zero, em pH de ordem de 4,8 e dosagens de sulfato de alumínio, variando de 10 a 70 mg/L, caracterizando o ponto isoelétrico dos colóides recobertos com as espécies hidrolisadas.

A região 2 é chamada de zona de reestabilização, na qual o potencial zeta é positivo. Na região 3, ocorre o mecanismo de coagulação predominante na neutralização das partículas coloidais pelo hidróxido de alumínio positivo. O ponto isoelétrico é atingido novamente (potencial zeta igual à zero) em um valor de pH em torno de 6,8 e dosagem de coagulante de 10 mg/L.

A região 4 é caracterizada pela formação excessiva dos precipitados de hidróxidos de alumínio, de modo que as partículas coloidais são aprisionadas nos mesmos. A região é relativamente ampla, englobando a faixa de valores de pH 6 e 8, com dosagem superior a 30 mg/L de coagulante.

3.4.1 Floculação

A floculação é considerada o segundo estágio na formação de partículas, definida como o processo de aglomeração de partículas coaguladas e desestabilizadas, formando flocos com volume suficiente para sua remoção em unidades de sedimentação, flotação ou filtração (RICHTER, 1999). Depois de ocorrida a coagulação, promove-se uma agitação relativamente lenta, com o objetivo de aumentar o número de colisões entre as partículas desestabilizadas, formando flocos. A taxa de aglomeração depende da probabilidade e da eficiência dos contatos, já que a agregação e a ruptura ocorrem simultaneamente (DI BERNARDO, 1993). A velocidade de floculação, em igualdade de condições de gradiente de velocidade e tempo de floculação, depende somente da concentração e do volume de flocos e não do número e do tamanho das partículas (RICHTER, 1999).

O conceito de gradiente de velocidade teve sua origem a partir da teoria de conjunção de partículas de SMOLUCHOWSKI em 1917, quando se demonstrou que a taxa de colisão, entre partículas, é resultado do movimento do fluido e então pode ser controlável. As colisões entre as partículas são induzidas pelo gradiente de velocidade que, com valores mais elevados, aumenta a frequência de choques por unidade de volume. Com o aumento do gradiente de velocidade, a floculação é mais rápida, respeitando um limite até onde os flocos formados suportam as forças de cisalhamento hidromecânico sem que se quebrem.

A partir do conceito de gradiente de velocidade em um ponto e, levando-se em conta a viscosidade do fluido, definiu-se um parâmetro para a dissipação de energia na massa do fluido, medindo indiretamente o gradiente médio de velocidade no reator, o qual é chamado de gradiente de velocidade representado pela equação 2 desenvolvida por Camp e Stein, (1943, *apud* RICHTER, 1999). Quanto maior o gradiente de velocidade G , menor é o diâmetro do floco e maior será sua densidade.

$$G = \sqrt{\frac{P}{\mu V}} \quad \text{onde} \quad \frac{1}{\nu} = \frac{\rho}{\mu} \quad (02)$$

Onde:

P = potência dissipada na massa líquida ($\text{m}^2 \cdot \text{kg}/\text{s}^2$ ou $\text{W} = \text{N} \cdot \text{m} \cdot \text{s}^{-1}$);

V = volume de água na câmara de mistura (m^3);

μ = viscosidade dinâmica ($\text{kg} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$);

ρ = massa específica da água (kg/m^3)

ν = viscosidade cinemática (m^2/s)

3.4.2 Ensaio de coagulação e floculação

No processo de tratamento de águas de abastecimento, têm sido conduzidos estudos em laboratório utilizando-se aparelho de Jar-Test (teste em reatores estáticos), para promover a mistura rápida e a floculação. Para simular o mecanismo de adsorção – neutralização de cargas, filtra-se, em seguida, em papel de filtro (Whatman 40), a água coagulada e, para simular o mecanismo da varredura, filtra-se a água após 20 minutos de sedimentação em repouso. Com base em trabalho desenvolvido por Wagner e Hudson (1982), verifica-se que essa técnica de laboratório simplificada fornece resultados compatíveis com aqueles obtidos em instalações piloto e protótipos. Dessa forma, para cada tempo de floculação existe um gradiente de velocidade ótimo, com o qual se obtém a maior eficiência de remoção de flocos por sedimentação (DI BERNARDO, et al., 1998).

Em testes de reatores estáticos (Jar-Test), para determinação do gradiente de velocidade, utiliza-se, geralmente, o gráfico fornecido pelo fabricante, que representa a relação entre o gradiente de velocidade e a rotação de trabalho do reator estático, com agitadores de aço inox, do tipo palheta, com eixo vertical de dimensão de 25 x 75 mm, cujo gráfico está representado pela Figura 8, sendo válido somente para reatores estáticos dotados de jarros quadrados.

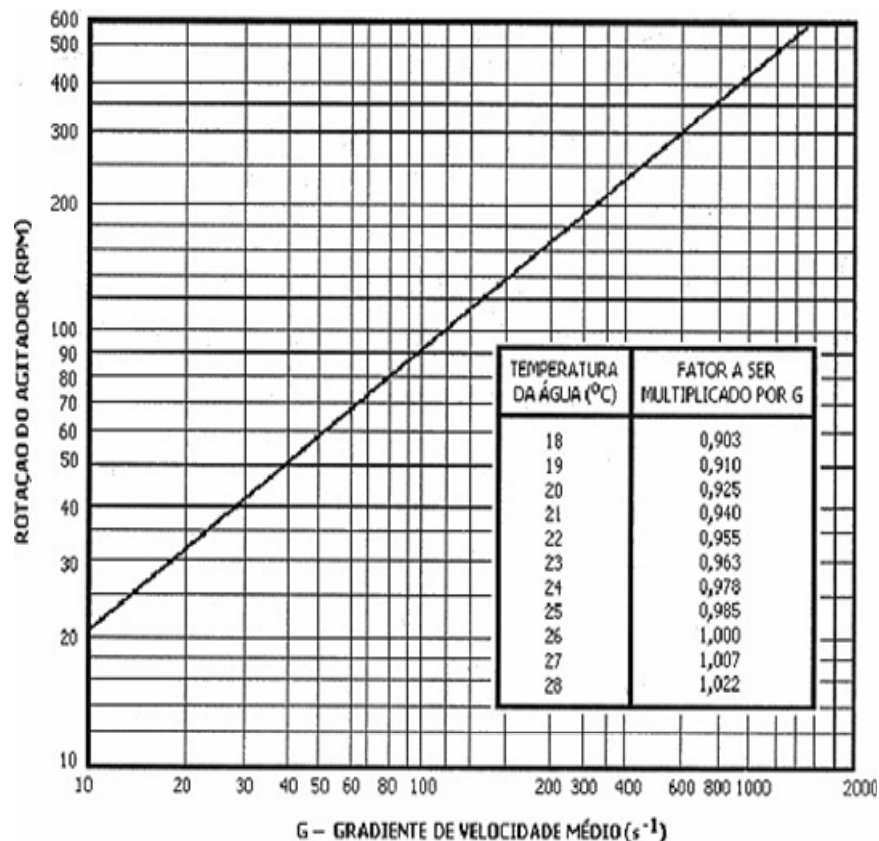


FIGURA 8 – Gradiente de velocidade em função da rotação do agitador

Nos ensaios de flotação, para avaliar a condição adequada de coagulação e floculação prévias, alguns autores utilizam equipamentos "flota-teste", de fluxo contínuo ou não, que permitem, além da obtenção dos parâmetros obtido no jar-test, o suprimento de ar e a taxa de flotação. Zabel et al., (1976) fizeram testes de comparações entre uma estação piloto e ensaios em jar-test, avaliando os efeitos da variação de dosagem do coagulante e concluíram que a melhor dosagem foi a mesma para ambos. O tempo de floculação e o gradiente de velocidade "G" devem ser estudados e adequados para cada tipo de água a ser tratada, uma vez que os pesquisadores são unânimes ao afirmar que a coagulação e a floculação adequadas são requisitos básicos para flotação eficiente.

3.5 UNIDADES DE TRATAMENTO DE ÁGUA POR FLOTAÇÃO

Na unidade de flotação ocorre a separação das fases, onde o aglomerado bolha/partícula é removido da suspensão, ocorrendo a clarificação da água. Segundo Richard (1981), as leis que definem a separação de fases em flotação são as mesmas aplicadas à sedimentação. A lei de Stokes também pode ser aplicada, desde que o escoamento das partículas seja considerado laminar. Segundo Di Bernardo (1993), a flotação pode ser empregada na separação de partículas naturais, presentes na água bruta, coagulada ou floculada, mediante o uso de sais de alumínio ou de ferro e polímero. Cita também que, quanto maior o ângulo de contato entre a bolha e a partícula, mais eficiente resulta a aderência entre ambas. Esse ângulo pode ser aumentado mediante o uso de substâncias tenso-ativas, que formam um filme hidrófobo ao redor das partículas devido a essas substâncias possuírem, nas suas moléculas, uma parcela não polar (hidrófoba), que é atraída pelas bolhas em ascensão e outra polar (hidrófila), que é atraída pela fase dispersa. Dessa forma, a quebra de flocos é amenizada em uma unidade retangular, onde a mistura da água floculada com a água recirculada pode ser mais bem distribuída (ZABEL, 1982).

Em relação à taxa de aplicação superficial, Reali (1984) demonstrou de, uma maneira geral, que houve uma ligeira tendência ao verificar a redução nas porcentagens de remoção de turbidez, cor e sólidos suspensos com o aumento da taxa. O autor trabalhou com as taxas de 5,0 / 7,5 e 10 m/h, observando que em termos de remoção, a taxa 5,0 m/h foi a melhor. Segundo Reali (1991), o processo de flotação apresenta bons resultados quando aplicado em águas que possuem concentração elevada de algas e cor.

3.5.1 Flotação por ar dissolvido (FAD)

A flotação por ar dissolvido consiste na dissolução de ar na massa líquida que posteriormente é submetida a um abaixamento de pressão, liberando bolhas de ar com o diâmetro em torno de 20 a 100 μm . Pode também ser vista como processo alternativo à sedimentação para clarificação de águas para abastecimento. A flotação por ar dissolvido pode ser entendida como um processo de separação de fases, na qual as bolhas de ar ou outro gás se unem às partículas sólidas ou líquidas em suspensão, resultando em um aglomerado

bolha-partícula de densidade menor que o líquido. A densidade diferencial causa ascensão do aglomerado bolha-partícula que se acumula na superfície da unidade de flotação na forma de lodo para posterior remoção (LONGHURST; GRAHAM, 1987). E, segundo Rees et al., (1979) e Zabel, (1982), a flotação por ar dissolvido como estágio de clarificação é efetiva quando as águas apresentam as seguintes características:

- águas com partículas de baixa densidade e elevada quantidade de algas que possuam a tendência natural de flotar;
- águas com cor elevada, que, ao serem submetidas ao tratamento químico, produzem flocos com baixa velocidade de sedimentação.

A flotação por ar dissolvido surgiu como uma das tecnologias mais promissoras para solucionar os problemas das unidades de sedimentações em estações convencionais de tratamento de água, uma vez que partículas com baixa densidade apresentam pequena velocidade de sedimentação (tendência à flutuação), após coagulação e floculação. Assim, grande parte dos flocos formados, nesses casos, não sedimenta nos decantadores, sobrecarregando as unidades de filtração subsequente. O sistema de flotação pelo ar dissolvido (FAD), conforme representado pela Figura 9, consiste em uma unidade de coagulação, floculação, pressurização e flotação. O funcionamento de sistemas de flotação por ar dissolvido por recirculação pressurizada, de uma forma geral, pode ser descrito como um sistema que recebe a água bruta, na qual são adicionados os produtos químicos, favorecendo uma mistura rápida, ocorrendo, assim, a coagulação. Em seguida, a água é conduzida para a unidade de floculação, seguindo para a unidade de flotação, onde parte da água flotada é recirculada, pressurizada, saturada com ar e novamente introduzida na unidade de flotação, através de um dispositivo de liberação de ar, no qual a pressão é reduzida e o ar é liberado na forma de pequenas microbolhas.

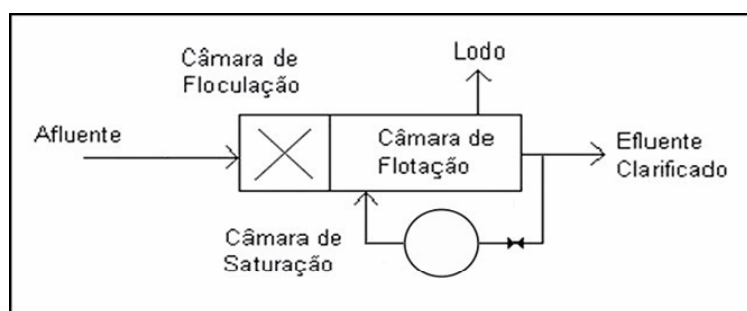


FIGURA 9 – Representação esquemática de um FAD.
Fonte: ZABEL, (1982).

A colisão devida à turbulência é o principal mecanismo de agregação entre bolhas e partículas e requer um grau de hidrofobicidade adequado nos mecanismos de contato que necessitam ligação estável bolha-partícula. Assim sendo, para evitar a quebra dos flocos formados, que não suportam grande esforço de cisalhamento, recomenda-se utilizar o método de flotação por ar dissolvido com recirculação pressurizada, o que proporciona um menor nível de turbulência na água floculada. Nesse processo, parte da água clarificada é recirculada, pressurizada e saturada com ar, seguindo depois para a unidade de flotação. Segundo Hann (1982), a pressão no saturador e a vazão de recirculação, em relação à vazão de água bruta a ser tratada, são os fatores mais importantes no processo de geração de bolhas na flotação por ar dissolvido por pressurização.

3.5.2 Fornecimento de ar

O fornecimento de ar compreende dois estágios principais, segundo Longhurst e Graham (1987): o de dissolução do ar sob pressão na unidade de saturação e o da liberação de ar na unidade de flotação. Brady e Marais (1975) testaram e compararam a eficiência de dois métodos de dissolução de ar na massa líquida: injeção de ar na sucção da bomba de pressurização, com posterior entrada em câmara simples de saturação e borbulhamento de ar no interior da câmara de saturação e a passagem da mistura água/ar em câmaras de saturação, com enchimento composto de coluna com elementos. Este apresentou maior eficiência na dissolução do ar na massa líquida, promovendo uma saturação completa e o autor não recomenda que se trabalhe com pressão inferior a 350 kpa. A quantidade de ar dissolvido independe da concentração de sólidos e somente da vazão de água a ser clarificado, quando a concentração de sólidos suspensos é inferior a 1.000 mg/L. No tratamento de águas de abastecimento por flotação, a concentração de flocos é relativamente baixa, mas quando possuir densidades elevadas de fitoplâncton poderá ser próximo da concentração de sólidos suspensos citados (DI BERNARDO, 1993).

3.5.3 Flotação por ar dissolvido (FAD) na clarificação de água potável

A flotação para clarificação de água potável começou a ser utilizada a partir das

deficiências encontradas na sedimentação, quando aplicado o tratamento convencional, em águas eutrofizadas. A flotação por ar dissolvido (FAD), como tem sido demonstrado em vários casos, constitui-se o mais econômico meio de separação sólido - líquido para uma larga faixa de aplicação. Segundo vários autores como HYDE (1975), ZABEL (1982) e WILKINSON (1980), os parâmetros utilizados na flotação por ar dissolvido são:

- as taxas hidráulicas aplicadas entre 5 - 11 m/h; (120 - 264 m³/m².dia);
- tempos de detenção até 15 min;
- pressão de saturação entre 350 - 600 kPa;
- taxa de recirculação entre 4 - 10%.

De acordo com a experiência mundial em unidades de FAD, os parâmetros normalmente adotados estão descritos na Tabela 2.

TABELA 2 – Dados operacionais mais utilizados em FAD.

	Holanda	Finlândia	Reino Unido	Escandinávia	Brasil / Uruguai
Tempo de floculação (min.)	8 - 16	30 - 45	20 - 29	26 - 29	18 - 24
Tempo de flotação (min.)	-	10 - 160	5 - 20	12 - 15	10 - 15
Taxa de aplic. superficial (m ³ /m ² /dia)	240 - 480	72 - 192	120 - 290	96 - 170	180 - 200
Taxa de recirculação (%)	6,5 - 15	5,6 - 42	6 - 10	4 - 14	5 - 10
Pressão de saturação (bar)	4 - 8	3 - 7	3,1 - 8,3	4,7 - 5,5	4,5 - 5
Sólidos no lodo (%)	0,1 - 8	3	0,3 - 3	0,1 - 6	3 - 7

Fonte: Adaptado de SIMÕES, et al., (1999).

3.6 PROCESSOS DE FLOTAÇÃO

3.6.1 Eletroflotação

A eletroflotação é um tratamento que consiste em um processo estritamente eletroquímico, visto que a ação química tem lugar em um estado nascente através da eletrólise. A eletrólise é um processo em que eletrodos (condutores) são introduzidos numa solução (eletrólito) e neste sistema aplica-se uma corrente elétrica contínua, que promove a decomposição química deste eletrólito produzindo microbolhas de O₂ e H₂, que aderem aos colóides, promovendo a flotação, daí o nome eletroflotação. O tratamento eletrolítico é empregado com sucesso, quando seu efluente for composto de material suspenso e emulsões. Isso se deve aos princípios básicos de separação desse tratamento que são a eletroflotação e a

eletrofloculação, em que substâncias dissolvidas ou em suspensão nas águas apresentam-se com cargas elétricas residuais na forma de dipolos naturais ou induzidos. Dentre outras características do tratamento eletrolítico, pode ser destacada a sua eficiência na remoção de algas, coliformes e cor (GARCIA, 2002).

3.6.2 Ozoflotação

Nos sistemas de tratamento em que a aplicação do ozônio ocorre na unidade de flotação denomina-se ozoflotação, onde as minúsculas bolhas de ar são substituídas pelas microbolhas de ar com ozônio. A ozoflotação é um processo associado à flotação que tem como vantagem a utilização conjunta da oxidação, flotação e da desinfecção com o gás ozônio. O reator utilizado na ozoflotação é composto globalmente de dois compartimentos, um para a ozonização, no qual se produzem pequenas bolhas de gás ozônio (200 a 500 μm) em difusores porosos e o outro da flotação propriamente dita, em que a velocidade ascensional das bolhas está compreendida entre 2 e 6 cm/s. Esse processo ocorre como a flotação clássica, após uma etapa de coagulação – floculação e antes de uma etapa de filtração. A dosagem de ozônio geralmente utilizada varia de 1 a 3 mg/L. A ozoflotação é utilizada nos casos de águas eutrofizadas, para eliminar as algas, oxidar compostos orgânicos e evitar a colmatação rápida dos filtros.

3.6.3 Flotofiltração

Outro processo que possui como base a flotação é a flotofiltração, utilizada em mananciais de serra que possuem problema com a variação de temperatura, grande quantidade de ar dissolvido, alta concentração de cor e baixa turbidez. A SABESP com a ETA Porto Novo, instalada em Caraguatatuba / SP foi a pioneira no Brasil na operação de flotofiltração em tratamento de água com grande porte (555 L/s). Esse processo pode ser descrito como sendo um processo físico de separação baseado no processo de flotação por ar dissolvido, no qual a água saturada com ar é misturada à água floculada numa câmara de expansão que antecede os flotofiltros (flotação na camada superior dos filtros). Assim, o excesso de ar

comprimido dissolvido na água de recirculação se desprende na forma de microbolhas, aderindo quase que instantaneamente aos flocos, que são arrastados à superfície, dando origem a uma camada de lodo, o qual é periodicamente removido pelos raspadores, possuindo um nível constante de água sobre o flotofiltro, o que permite a retirada do sobrenadante, mantendo, dessa forma, uma pressão uniforme sobre o leito filtrante (SIMÕES, et al., 1999).

3.7 FILTRAÇÃO DIRETA DESCENDENTE

Em uma filtração, a remoção das partículas em suspensão no leito filtrante envolve duas fases: a fase de transporte e a de adesão das partículas. O transporte das partículas é basicamente um processo físico, no qual o parâmetro que envolve o processo é o transporte de massa. Os filtros removem partículas coloidais com tamanho entre 0,01 a 10 μm em um meio filtrante constituído com grãos de areia na ordem de 500 μm , cujas dimensões de poros variam de 35 a 50 μm e a distância de interação, para que ocorra aderência, em geral menor que 1 μm . Assim, as partículas, para serem removidas, necessitam ser transportadas das linhas de correntes até as proximidades dos grãos (PROSAB, 2003).

Na filtração direta, também chamada filtração de contato, e, segundo Hutchinson et al., (1974), a diferença com o processo físico e químico convencional está na quantidade dos sólidos que devem ser armazenados nos filtros. Entretanto, filtração direta descendente tem merecido atenção especial dos pesquisadores, porque, além de se produzir um efluente de qualidade satisfatória, há uma redução considerável de custo de implantação e de consumo dos produtos químicos, quando se compara com uma estação completa de tratamento, em que se têm as operações de coagulação, floculação, sedimentação e filtração em unidades independentes.

Em virtude da qualidade de água bruta e das características do meio filtrante, a floculação pode ou não ser utilizada, passando a ter somente a etapa de mistura rápida e filtração. Esse processo é chamado de FDD (filtração direta descendente) sem pré-floculação, cujas características, como gradiente de velocidade e tempo de agitação, geralmente diferem muito daquelas comumente empregadas na floculação de água que será submetida à decantação.

As pequenas dosagens de produtos químicos utilizados no processo de filtração direta descendente estão relacionadas com o mecanismo de coagulação envolvido. Para a obtenção da floculação e sedimentação apropriadas a águas que apresentam turbidez alta e cor relativamente baixa, o mecanismo principal de desestabilização é o de varredura e, para a filtração direta descendente, é necessária somente a desestabilização das partículas coloidais, por adsorção – neutralização de cargas, com redução substancial de produtos químicos para coagulação.

Quando a água bruta apresenta turbidez e cor relativamente elevada, a duração das carreiras de filtração resulta menor, o que pode inviabilizar a aplicação da filtração direta descendente. Wagner e Hudson (1982) questionam a aplicação da filtração direta descendente quando a dosagem de coagulante supera a 15 mg/L, sugerindo dosagens, em geral, inferiores a 7 mg/L e pequenas dosagens de polímeros, quando necessários.

3.7.1 Experimentos com FDD (filtração direta descendente)

Nos estudos da FDD, feitos pelo PROSAB (2003), no tratamento de água com elevada concentração de algas, realizou-se uma série de experimentos em escala piloto, utilizando a água da Lagoa do Peri, os quais resultaram nos seguintes parâmetros: gradiente de velocidade da mistura rápida (G) = 1.200/s, tempo de mistura (T) = 30s e pH (Coagulação) entre 6,0 / 6,1, com sulfato de alumínio. Sens et al., (2003) demonstraram o desempenho do ozônio e do cloro na pré-oxidação de águas com grande concentração de algas submetidas à FDD seguida de desinfecção com cloro. Os ensaios realizados com a pré-ozonização apresentaram melhores resultados quando comparados aos realizados com a pré-cloração. Na formação de trihalometanos, por exemplo, a aplicação de 2 mg O_3 /L reduziu em até 50% a formação destes compostos após o tratamento completo. Nos ensaios de mutagenicidade (teste do micronúcleo), as águas com tratamento convencional, tanto com ou sem a pré-oxidação com ozônio, não apresentaram desenvolvimento de micronúcleos nos peixes expostos. No entanto, os peixes mantidos nas amostras de água pré-cloradas apresentaram formação de micronúcleos, principalmente nos ensaios que utilizaram a dosagem de 3,5 mg/L de Cl_2 . A pré-ozonização demonstrou ser uma excelente alternativa para o tratamento de água com altas concentrações de algas, quando se utiliza a técnica da filtração direta, sobretudo no

que se refere ao fitoplâncton e produtos secundários da desinfecção. Outras situações, nas quais foram avaliadas as carreiras filtrantes após um pré-tratamento com 1 mg/L de ozônio, observou-se um incremento de até 50 %, redução da dosagem de coagulante PAC (policloreto de alumínio) na ordem de 36% e produção também de água de melhor qualidade no que tange aos parâmetros analisados (cor, turbidez). A pré-ozonização, seguida de filtração e desinfecção com compostos clorados, tem reduzido ou evitado, de acordo com testes de mutagenicidade, a formação de subprodutos perigosos à saúde, razão pela qual tem sido adotado no lugar da pré-cloração (PATTERSON, 1995).

3.8 TRATAMENTOS UTILIZADOS NA REMOÇÃO DE ALGAS E CIANOTOXINAS

Consta, na publicação do Ministério da Saúde – FUNASA (2003), de acordo com cada autor citado, que os tratamentos utilizados na remoção de algas e cianotoxinas abordam desde o uso de filtros rápidos de pequena granulometria sem prévia coagulação até a adoção de uma etapa de pré-oxidação, utilizando cloro, ozônio e outros oxidantes (NAGAVI; MALONE, 1986); (JANSSENS et al., 1988).

A flotação por ar dissolvido, seguida de filtração rápida, é uma das opções que, na literatura, vem sendo indicada como a mais recomendada para a remoção de microalgas (HYDE, et al., 1977; EDZWALD; WINGLER, 1990; EDZWALD, 1993; JANSSENS; BUEKENS, 1993 e REALI; GIANOTTI, 1993). Esse processo, pela característica do seu pré-tratamento (a coagulação-floculação), é também muito eficiente na remoção da matéria orgânica dissolvida (GEHR, et al., 1993).

Os processos convencionais de tratamento (coagulação/floculação, sedimentação e filtração), de acordo com Hart et al., (1998), não são efetivos na remoção da fração dissolvida das cianotoxinas. Em experimentos conduzidos no Water Research Center, Inglaterra, a coagulação com sulfato de alumínio reduziu significativamente a concentração total de microcistina-LR. A eficiência se deu por causa da remoção de células e não como resultado da remoção da microcistina extracelular. A fração dissolvida (ou extracelular) permaneceu praticamente constante para a faixa da dosagem testada. O uso da flotação por ar dissolvido, após a coagulação-floculação, é mais eficiente que a sedimentação na remoção de cianotoxina extracelular, uma vez que a espuma formada é mais rapidamente removida que o lodo

sedimentado, sendo mais efetivo na remoção das células e que estas têm menos tempo para a ocorrência da lise depois de removidas (FUNASA, 2003).

O processo de oxidação mais eficaz na destruição de microcistinas, tanto intra quanto extracelular, é a ozonização. Esse processo pode levar rapidamente à completa destruição da microcistina, da nodularina e da anatoxina-a (KEIJOLA, et al., 1988; HIMBERG, et al., 1989; HART, et al., 1998). Hart et al., (1998) relatam que, tanto a microcistina-LR quanto a anatoxina-a, não foram detectadas após a ozonização com dosagem de 2 mg/L, em água tratada contaminada com cianotoxinas dissolvidas e ressaltam que a aplicação da ozonização em águas brutas (pré-ozonização) ricas em cianobactérias resulta em grande efetividade do ozônio na remoção de cianotoxinas. Sendo a aplicação de ozônio no intervalo entre 0,6 mg/L e 1,3 mg/L, consistiu quase que inteiramente na lise das células, fazendo com que a microcistina extracelular na água aumentasse significativamente e somente com a adição de 2 mg/L de ozônio a toxina extracelular foi oxidada. Citam também que o carvão ativado é capaz de remover cianotoxinas sozinho ou de forma combinada com o tratamento convencional (FALCONER et al., 1989; HIMBERG et al., 1989).

O LAPOA (Laboratório de Potabilização de Águas do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC) e LALP (Laboratório de Águas da Lagoa do Peri), por meio da parceria com a CASAN (Companhia Catarinense de Águas e Saneamento), realizaram na Lagoa do Peri muitos estudos de tratabilidade da água por FDD, dentre os quais pode-se citar a eletroflotação realizada em escala piloto. Como pré-tratamento, demonstrou ser eficiente na remoção de microalgas, uma vez que a mesma é flotada e não favorece a lise das células, mas não se efetuou estudo da presença ou remoção de cianotoxinas (GARCIA, 2002). Também o pré-tratamento com micropeneira, com aberturas de 50 e 25 μm , com posterior filtração direta, possibilitou um incremento médio de 35% na carreira média de filtração direta descendente. A filtração da água bruta sem micropeneira apresentou uma remoção de algas de 54%. Da mesma forma, a pré-filtração com micropeneira de 50 μm , seguida de filtração direta descendente, apresentou uma remoção de algas de 61% e, com micropeneira de 25 μm , seguida de filtração direta descendente, apresentou uma remoção de 64% de algas. O aumento de duração da carreira de filtração com micropeneiras deve-se a sua capacidade de retenção das partículas, reduzindo a quantidade de sólidos nas unidades de filtração descendente constituídas de antracito e areia (SILVEIRA, 2003).

Mondardo (2004), em um piloto contínuo com água da lagoa do Peri, avaliou a influência da pré e a pós-oxidação com cloro e ozônio, quando submetida à filtração direta

descendente. A pesquisa concluiu que a utilização da pré-ozonização demonstrou ser uma excelente alternativa, proporcionando melhores resultados de remoção de turbidez, COT, clorofila (a), filamentos de cianobactérias e microalgas quando comparada com a pré-cloração. A ozonização também se destacou na qualidade da água filtrada, produzindo com qualidade adequada ao consumo humano, pois a água pré-clorada apresentou desenvolvimento de micronúcleos na análise genotóxica.

Na mesma linha de pesquisa, Melo (2006) investigou a ozonização como método alternativo de pré ou pós-tratamento para a filtração direta descendente na remoção de cianobactérias e saxitoxinas. Demonstrou que a pré-ozonização reduziu a dosagem de coagulante em até 56% e prolongou o tempo das carreiras de filtração em até 52%. O prolongamento das carreiras devido à pré-ozonização foi mais pronunciado nos ensaios que utilizaram hidroxiclreto de alumínio e meio filtrante de antracito com maior diâmetro efetivo. Esse coagulante e a maior granulometria do antracito utilizado simultaneamente tiveram efeito sobre a duração das carreiras de filtração superior ao provocado pela pré-ozonização. A modificação no tipo de coagulante e no meio filtrante foi responsável por um aumento médio de 95% nas carreiras de filtração, enquanto o aumento devido à pré-ozonização não ultrapassou os 15%. Apresentou também uma taxa média de 99,6% na remoção de cianobactérias com a água pré-ozonizada seguido de filtração direta, sendo esta composição mais eficiente na remoção de saxitoxinas. Os resultados obtidos na remoção do fitoplâncton demonstraram a não aplicabilidade da tecnologia da filtração direta descendente no tratamento de água com elevada densidade de cianobactérias e microalgas.

Sens et al., (2005) investigaram o acondicionamento da água da Lagoa do Peri para posterior tratamento por filtração direta, através da filtração em margem e a ozonização, onde a filtração em margem consiste basicamente em usar os sedimentos naturais do entorno do manancial para a filtração da água. Os primeiros resultados detectaram, através de análises realizadas em HPLC, a concentração de saxitoxina e neosaxitoxina, perfazendo um total de 5,4 µg/L de equivalentes de saxitoxina nas águas da Lagoa do Peri. A filtração em margem removeu mais de 95% da concentração de cianobactérias, fornecendo água com baixíssimos valores de turbidez e cor. A pré-ozonização aumentou a duração das carreiras de filtração em 38% quando comparada às carreiras sem o pré-tratamento. A seqüência de tratamento composta por pré-ozonização e filtração direta descendente reduziu em mais de 99% a concentração de cianobactérias. A ozonização removeu 100% de saxitoxina e não removeu a neosaxitoxina.

Rabelo (2006) efetuou estudos preliminares em colunas visando à implantação do método de filtração em margem, de forma a eliminar o fitoplâncton para posterior tratamento na ETA da Lagoa do Peri. Esse método utiliza poços localizados próximos às margens de lagoas e rios, sendo que a água chega aos poços por infiltração nos vazios do solo. Os resultados obtidos neste trabalho demonstraram que o método de filtração em colunas é um excelente método de comparação com a filtração em margem, principalmente na remoção de turbidez, que foi de até 84,9%, cor aparente, que foi de até 72,2%, clorofila a, que foi de até 63,3 %, fitoplâncton, que foi de até 98,9% e cianobactérias, que foi de até 99,2%.

3.8.1 Degradação microbiológica de cianotoxinas

As cianotoxinas apresentam degradação biológica diferente em ambientes aquáticos. Dessa forma, constam na publicação da FUNASA (2003), de acordo com cada autor citado, as características de degradação das cianotoxinas a seguir relacionadas e especificadas.

A **anatoxina-a** é uma molécula relativamente estável no escuro, mas, quando pura e em solução, ocorre uma rápida degradação fotoquímica com a luz solar. Essa degradação é acelerada por condições alcalinas. A meia-vida para a degradação fotoquímica é de uma a duas horas. Sob condições naturais de iluminação, com pH de 8 a 10 e concentrações iniciais baixas (10 µg/L), o tempo necessário para degradar 50% do total de anatoxina-a (meia-vida) é de 14 dias (STEVENS; KRIEGER, 1991, *apud* CHORUS; BARTRAM, 1999). Na presença de sedimento e bactérias do meio aquático, a meia-vida para a degradação de anatoxina-a, em um estudo de laboratório, foi de aproximadamente cinco dias (SMITH; SUTTON, 1993, *apud* CHORUS; BARTRAM, 1999).

A **anatoxina-a(s)** é uma neurotoxina relativamente instável em temperaturas acima de 4° C e se decompõe rapidamente em condições alcalinas, mas é relativamente estável sob condições ácidas (MATSUNAGA et al., 1989).

As **saxitoxinas** em temperatura ambiente e no escuro sofrem uma série de lentas reações de hidrólise química. As C-toxinas perdem seu grupamento N-carbamoilsulfato e se transformam em decarbamoil goniautoxinas (dc-GTXs). As dc-GTXs, GTXs e STXs lentamente vão sendo degradadas para produtos não tóxicos. O tempo necessário para degradar 50% do total dessas cianotoxinas varia de 1 a 10 semanas, sendo freqüentemente

necessários mais de três meses para a degradação de 90% dessas moléculas. Entretanto, é importante salientar que, como as dc-GTXs são muito mais tóxicas que as C-toxinas (10-100 vezes), pode acontecer um aumento da toxicidade da água durante as primeiras três semanas após a ocorrência de uma floração de cianobactérias produtoras de saxitoxinas dos tipos C-toxinas e GTXs-toxinas. Processos de acidificação e fervura também podem levar a um aumento da toxicidade (JONES; NEGRI, 1997).

As microcistinas, devido a sua estrutura peptídica cíclica, são muito estáveis e resistentes à hidrólise química e oxidação, em pH próximo da neutralidade. Além disso, microcistinas e nodularinas mantêm sua toxicidade mesmo após a fervura. Em condições naturais, no escuro, as microcistinas podem persistir por meses ou anos. Em temperatura elevada (40° C) e condições de pH alto ou baixo, foram observadas hidrólises lentas, sendo necessárias aproximadamente 10 semanas em pH 1 e mais de 12 semanas em pH 9 para a degradação de cerca de 90% da concentração total das microcistinas (HARADA, et al., 1996). Porém, já se observou uma lenta degradação fotoquímica das microcistinas expostas à luz solar.

A cilindrospermopsina é relativamente estável no escuro, com uma lenta degradação em temperaturas acima de 50°C. Entretanto, na presença de luz solar e de pigmentos fotossintetizantes, a degradação pode ocorrer rapidamente, levando à destruição de 90% do total de cilindrospermopsina entre dois e três dias (CHISWEEL, et al., 1999, *apud* CHORUS; BARTRAM, 1999).

3.9 MANANCIAL UTILIZADO NO ESTUDO

A Lagoa do Peri foi escolhida como manancial neste estudo pelas características da água bruta, a qual apresenta alta concentração de cianobactérias, já citadas em estudos anteriores e pela proximidade com a Universidade Federal de Santa Catarina. A mesma foi classificada como mesotrófico por Laudares et al., (1999), através da aplicação dos índices de Estado Trófico de Carlson e Carlson modificado por Schäfer, cujo manancial é utilizado pela CASAN (Companhia Catarinense de Águas e Saneamento) para abastecer o sul e a costa leste da ilha de Florianópolis. Situa-se na faixa sudeste da ilha de Santa Catarina, no parque da Lagoa do Peri (regulamentado pela lei municipal 1828, decretada pela lei nº 091/82), na

27°43'30'' de latitude sul e 48°32'30'' de longitude oeste, sendo que os limites do parque coincidem com os da bacia hidrográfica, com uma área de 20,1 km² (LAPOLLI et al., 1990). Como antiga enseada (ainda provavelmente no início do período quaternário da evolução geomorfológica), foi sendo bloqueada em seu contato com o mar pelo processo natural de sedimentação, até assumir a configuração atual. Ligeiramente acima do nível oceânico, tendeu a se comportar como uma Lagoa suspensa. Essa circunstância facilitou a rápida dessalinização, assegurada pela recepção de fluxos fluviais e de água de escoamento superficial difuso, proveniente das precipitações pluviais (POLI et al., 1978). A Lagoa do Peri, representada pela Figura 10, possui uma área média de 5,07 km² e um volume aproximado de 21,2 milhões de m³. Sua profundidade média é de 4,18 m, com profundidade máxima de 11 m. Muito embora, a Lagoa esteja próxima ao mar, a mesma não é afetada pelas oscilações da maré.



FIGURA 10 – Imagem da Lagoa do Peri na ilha de Santa Catarina.

O fitoplâncton da Lagoa do Peri apresenta as cianobactérias na sua composição, sendo sua presença relatada por vários autores, tais como Laudares Silva (1999); Matthiensen (2001); Garcia (2002) e Grellmann (2006), os quais apontam a *Cylindrospermopsis sp*, mostrada na Figura 11, como a espécie dominante. A *Cylindrospermopsis sp* é uma espécie potencialmente produtora de cianotoxina. Sens et al., (2005) identificaram as cianotoxinas presentes na água da Lagoa do Peri, onde as análises foram realizadas com apoio do CTTMAR – Centro de Ciências Tecnológicas da Terra e do Mar da UNIVALI, em cromatografia líquida de alta eficiência, no período de dominância da espécie de cianobactéria *Cylindrospermopsis sp*. Foram também detectadas as concentrações de 3,68 µg/L em saxitoxina e 1,85 µg/L em neosaxitoxina e também, em ensaios posteriores, foram constatadas concentrações de cianotoxinas entre 2,18 a 5,43 µg/L em equivalentes de saxitoxina.

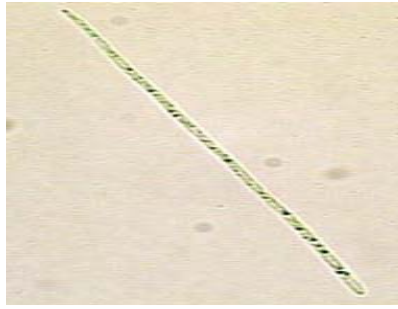


FIGURA 11 – Imagem da *Cylandropermopsis* sp (40 x).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

As investigações experimentais foram realizadas em um sistema contínuo de tratamento de água em uma instalação piloto (Figura 12 e 18), montada no LALP / ETA - Lagoa do Peri da CASAN / SC, envolvendo flotação com ar dissolvido (FAD), floculação e ozonização, ora denominado ozoflotação. Para as investigações experimentais do sistema de flotação e ozoflotação (FADO), recalcou-se a água da Lagoa do Peri à instalação piloto de ozoflotação, cujas características biológicas se enquadram como água eutrofizada, devido ao elevado teor de fitoplâncton presente. Os experimentos em contínuo foram desenvolvidos entre junho de 2005 a dezembro de 2006 nas 3 etapas descritas abaixo.

1ª Etapa: montagem e dimensionamento do piloto de ozoflotação.

2ª Etapa: ensaios de coagulação e floculação em reatores em descontínuo.

1.1. Caracterização da qualidade da água bruta (Lagoa do Peri).

1.2. Determinação dos parâmetros de controle do processo.

3ª Etapa: investigação experimental na instalação piloto de ozoflotação.

1.3. Aplicou-se a seqüência metodológica presente na Figura 13:

1.3.1. FAD da água bruta seguido de filtração;

1.3.2. FAD da água floculada seguido de filtração;

1.3.3. FADO da água floculada, ozonizada seguido de filtração.

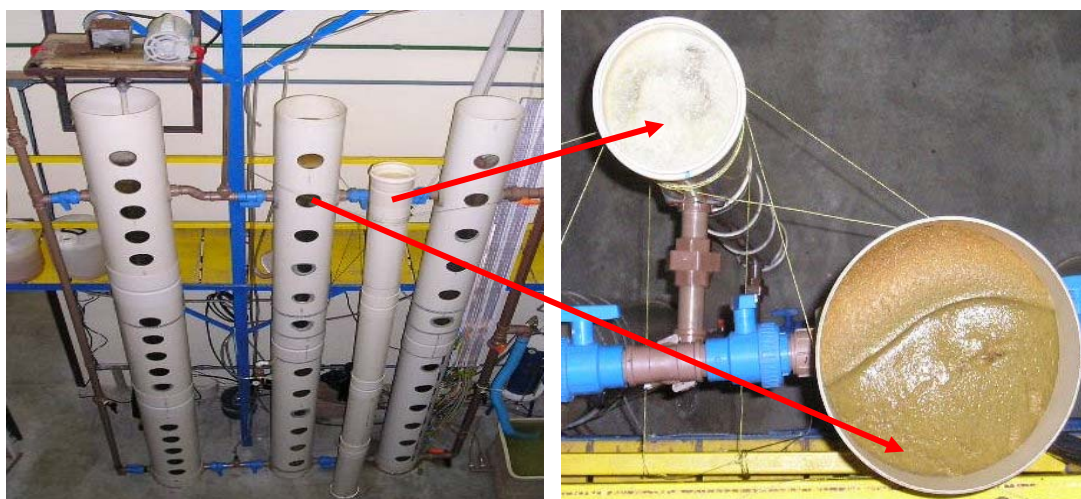


FIGURA 12 – Imagem da instalação piloto de ozoflotação e detalhes do lodo flotado.

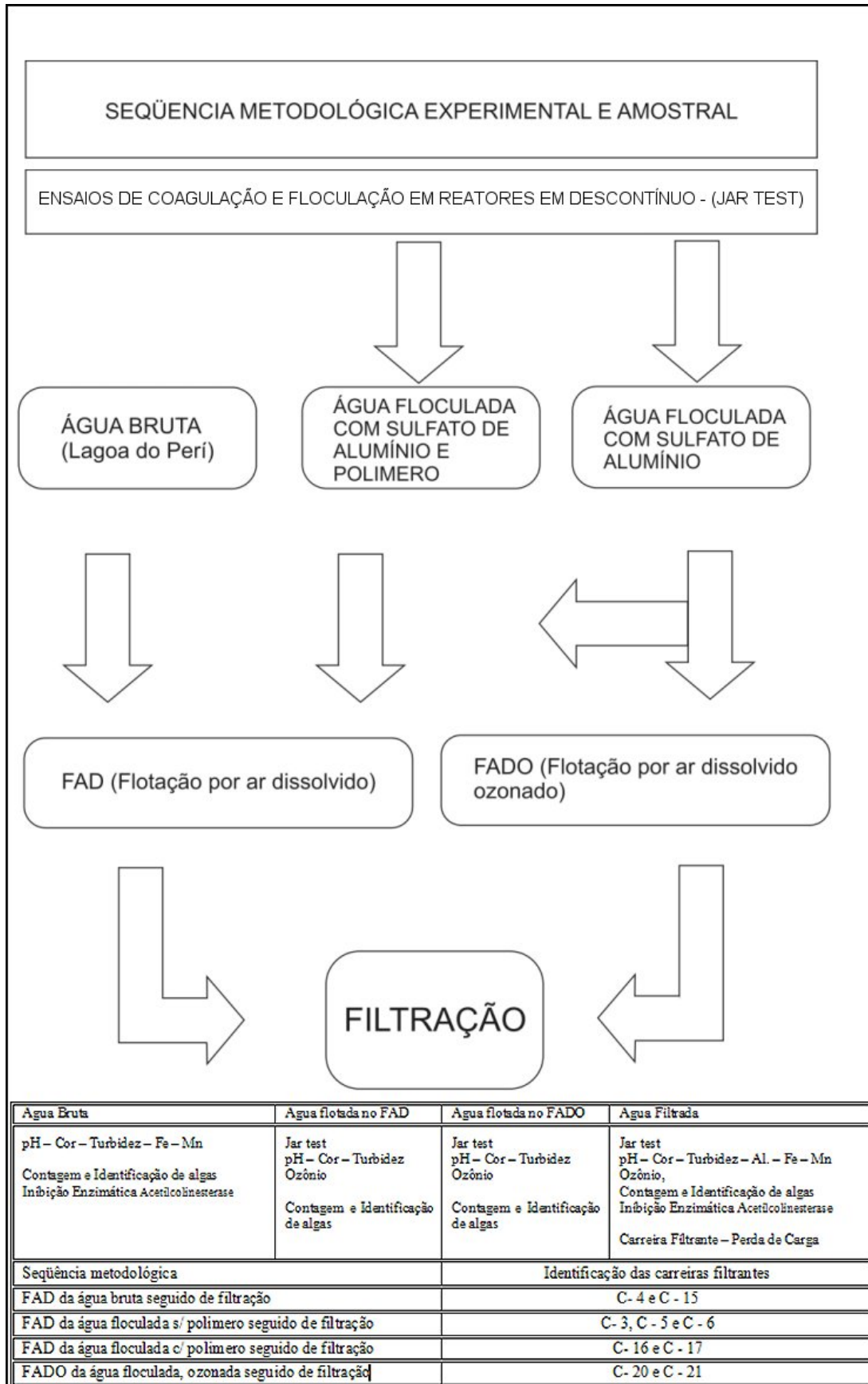


FIGURA 13 – Esquema da metodologia experimental e amostral.

4.1 DESCRIÇÃO DIMENSIONAL E OPERACIONAL DA INSTALAÇÃO PILOTO

4.1.1 Unidade de captação de água bruta

A captação da água bruta foi constituída a partir de uma derivação da adutora de captação da água da Lagoa do Peri, a “ETA – Lagoa do Peri”, para um poço de sucção de 250 L, constituído de uma bomba centrífuga com capacidade de recalcar 3000 L/h a uma pressão 5 mca. A vazão foi regulada através de dois registros de PVC do tipo esfera para 410 L/h. Essa vazão simula no flotador e filtro da instalação piloto a taxa de aplicação superficial de 200 m³/m²/d ou 8,33 m/h, a mesma aplicada em escala real no sistema de tratamento da água por filtração direta para abastecimento do sul da ilha de Florianópolis.

4.1.2 Unidade de coagulação

Depois de derivada a vazão de trabalho, a água bruta foi conduzida até a câmara de mistura rápida mecanizada, onde foi adicionada, com bombas dosadoras de pulso elétrico, a dosagem de 25 a 30 mg/L sulfato de alumínio, 1,0 mg/L de polímero não aniônico e carbonato de sódio (soda barrilha), para correção do pH de coagulação. Sendo esse o 1º estágio na formação das partículas, possuindo a finalidade de promover a dispersão dos agentes químicos à água bruta de forma equitativa e uniforme o mais rápido possível. A unidade de mistura rápida foi dimensionada de acordo com a NBR - 12.216, a qual estabelece que a potência requerida deva ser dimensionada em função do gradiente. Os parâmetros de projetos adotados para unidades de mistura rápida foram o gradiente de 1100 s⁻¹ e um volume de mistura de 3,36 L, resultando em um tempo de mistura de 29,5s, de acordo com as equações 3, 4 e 5 e demais relações adotadas e detalhadas no Quadro 3.

a) Cálculo do tempo de mistura:

$$T = \frac{V}{Q} \quad (03)$$

$$T = \frac{0,00336 \frac{m^3}{s}}{0,0001138 \frac{m^3}{s}} = 29,5 \text{ s}$$

b) Cálculo da velocidade de rotação do agitador para o gradiente 1100 s^{-1} :

$$P = \mu V G^2 \quad (04)$$

$$P = 0,0001 \frac{\text{kgf} \cdot \text{s}}{\text{m}^2} \cdot 0,00336 \text{ m}^3 \cdot (1.100 \cdot \text{s}^{-1})^2 = 0,407 \left(\frac{\text{kgf} \cdot \text{m}}{\text{s}} \right)$$

$$N = \sqrt[3]{\frac{\mu V \left(\frac{G}{4,86 \cdot 10^{-2}} \right)^2}{D^5}} \quad (05)$$

$$N_r = \sqrt[3]{\frac{0,0001 \left(\frac{\text{kgf} \cdot \text{s}}{\text{m}^2} \right) \cdot 0,00336 \text{ m}^3 \cdot \left(\frac{1100 \text{ s}^{-1}}{4,86 \cdot 10^{-2}} \right)^2}{(0,05)^5}} = 819,7 \text{ rpm}$$

Onde:

P = Potência requerida (kgf. m/s)

μ = Viscosidade (kgf. s/m²)

G = Gradiente de velocidade (s⁻¹)

V = Volume da câmara (m³)

D = Diâmetro da turbina (m)

Nr = Número de rotações (rpm)

Q = Vazão (m³/s)

T = Tempo (s)

Relações geométricas adotadas	Valor adotado	Und	Valor recomendado	Fórmula
Relação L da Câmara / D da turbina (a)	3,0		2,7 < L/D < 3,3	a = L / D
Relação H Câmara / D da turbina (b)	3,8		2,7 < H/D < 3,9	b = H / D
Relação altura da turbina com o fundo da câmara (c)	1,00	M	0,75 < h/D < 1,3	c = h / D
Diâmetro da câmara de mistura (DT)	0,15	M		
Diâmetro da turbina (D)	0,05	M		
Profundidade (H)	0,19	M		
Altura da paleta no fundo da câmara (h)	0,05	M		
Comprimento de cada paleta (B)	0,013	M	(B = D/4)	
Altura da palheta (W)	0,038	M	(W = D/5)	
Gradiente (G)	1100	s ⁻¹		
Potência aplic. a água (P)	0,407	kgf.m/s		P = $\mu V G^2$
Velocidade de rotação (rpm)	819,70	rpm		n = $[(\mu \cdot V (G/4,86 \cdot 10^{-2})^2) / D^5]^{1/3}$

QUADRO 3 – Dados de projeto adotados para a câmara de coagulação.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Utilizou-se um agitador do tipo turbina radial, representado pela Figura 14, com motor de 100 watts de potência e velocidade ajustável, sendo a potência requerida e o número

de rotações calculado pelas equações 4 e 5 e as demais relações geométricas identificadas no Quadro 3, presentes na planilha de cálculo no apêndice B.

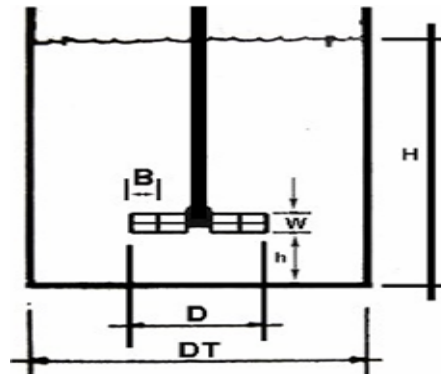


FIGURA 14 – Desenho esquemático da câmara de coagulação.

4.1.3 Unidade de floculação

Uma vez coagulada, a água foi conduzida ao 2º estágio na formação de flocos, que possui a finalidade de promover a agregação das partículas e constou de um floculador mecanizado, com paletas paralelas ao eixo vertical, com 3 câmaras, de fluxo ascendente e sobreposta, de acordo com a Figura 15.

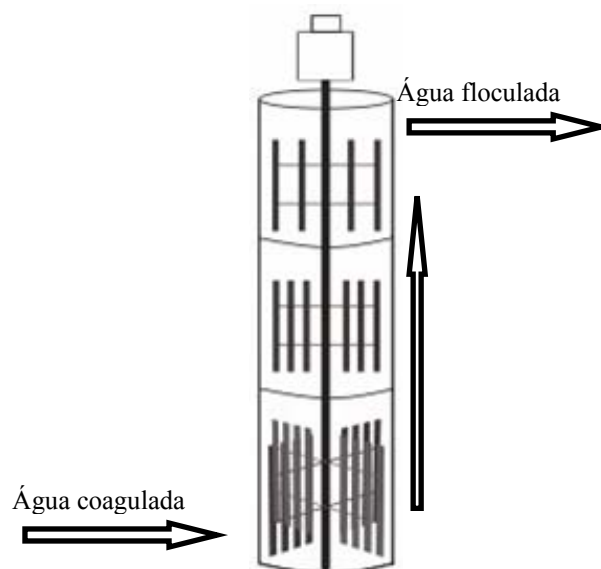


FIGURA 15 – Desenho esquemático das câmaras de floculação.

A potência requerida foi calculada pela equação 05, de acordo com a NBR – 12216, em função do gradiente médio de velocidade adotado de 60, 42,3 e 11,7 s^{-1} . A rotação do eixo

foi calculada pela equação 5 em função da potência requerida, com tempo de mistura de 33 minutos (equação 03) e as demais relações geométricas identificadas nos Quadros 4, 5 e na planilha de cálculo presente no apêndice B.

a) Cálculo do tempo de mistura.

$$T = \frac{0,226 \text{ m}^3}{0,0001138 \frac{\text{m}^3}{\text{s}}} = 1985,9 \frac{\text{s}}{60 \frac{\text{s}}{\text{min}}} = 33 \text{ min} \quad (03)$$

b) Para o cálculo da potência requerida e a rotação máxima do eixo em função do (G) 60 s^{-1} , temos:

$$P = 0,0001 \frac{\text{kgf} \cdot \text{s}}{\text{m}^2} \cdot 0,075 \text{ m}^3 \cdot (60 \cdot \text{s}^{-1})^2 = 0,02714 \left(\frac{\text{kgf} \cdot \text{m}}{\text{s}} \right) \quad (04)$$

Substituindo a potência requerida na equação 06, temos a rotação máxima do eixo:

$$N = \sqrt[3]{\frac{P}{(1-k)^3 \cdot (1,465 \cdot 10^{-5} \cdot Cd \cdot \gamma \cdot b \cdot \Sigma(R_{ej}^4 - R_{ij}^4))B}} \quad (05)$$

$$N = \sqrt[3]{\frac{0,02714 \frac{\text{kgf} \cdot \text{m}}{\text{s}}}{(1-0,25)^3 \cdot \left(1,465 \cdot 10^{-5} \cdot 2,01 \cdot 1000 \frac{\text{kgf}}{\text{m}^3} \cdot 0,6 \text{ m} \cdot \Sigma(0,00212) \right) \cdot 4}} = 16,2 \text{ rpm}$$

Como se pode observar, uma vez calculada a rotação máxima do eixo, a mesma é válida para todas as câmaras, pois elas estão sobrepostas e possuem um único eixo, conforme se vê na Figura 15. Então, fixando a rotação do eixo e reduzindo o número de paletas, implica a variação da sua área, reduzindo a potência, obtendo-se, assim, a variação do gradiente de 60 para 42,3 e $11,7 \text{ s}^{-1}$ para as câmaras, de acordo com os cálculos abaixo.

c) Cálculo do gradiente aplicado para câmara, em função da rotação máxima calculada.

- Para a 1ª câmara:

$$P = (1,465 \cdot 10^{-5}) \cdot 2,01 \cdot 1000 \frac{\text{kgf}}{\text{m}^3} \cdot 0,6 \text{ m} \cdot [(1-0,25) \cdot 16,2]^3 \cdot \Sigma(0,000212) \cdot 4 = 0,02714 \frac{\text{kgf} \cdot \text{m}}{\text{s}} \quad (06)$$

$$G = \sqrt{\frac{0,02714 \frac{\text{kgf} \cdot \text{m}}{\text{s}}}{0,0001 \frac{\text{kgf} \cdot \text{s}}{\text{m}^2} \cdot 0,075 \text{ m}^3}} = 60,0 \text{ s}^{-1} \quad (05)$$

- Para a 2ª câmara:

$$P = (1,465 \cdot 10^{-5}) \cdot 2,01 \cdot 1000 \frac{\text{kgf}}{\text{m}^3} \cdot 0,6 \text{ m} \cdot [(1 - 0,25) \cdot 16,2]^3 \cdot \Sigma (0,000211) \cdot 2 = 0,01349 \frac{\text{kgf} \cdot \text{m}}{\text{s}} \quad (06)$$

$$G = \sqrt{\frac{0,01349 \frac{\text{kgf} \cdot \text{m}}{\text{s}}}{0,0001 \frac{\text{kgf} \cdot \text{s}}{\text{m}^2} \cdot 0,075 \text{ m}^3}} = 42,3 \text{ s}^{-1} \quad (05)$$

- Para a 3ª câmara:

$$P = (1,465 \cdot 10^{-5}) \cdot 2,01 \cdot 1000 \frac{\text{kgf}}{\text{m}^3} \cdot 0,6 \text{ m} \cdot [(1 - 0,25) \cdot 16,2]^3 \cdot \Sigma (0,000016) \cdot 2 = 0,00104 \frac{\text{kgf} \cdot \text{m}}{\text{s}} \quad (06)$$

$$G = \sqrt{\frac{0,00104 \frac{\text{kgf} \cdot \text{m}}{\text{s}}}{0,0001 \frac{\text{kgf} \cdot \text{s}}{\text{m}^2} \cdot 0,075 \text{ m}^3}} = 11,7 \text{ s}^{-1} \quad (05)$$

Onde:

P = Potência requerida

γ = Peso específico da água (1000 kgf/m³)

b = Comprimento da paleta (m)

N = Rotação do eixo (rpm)

k = 0,25 (Relação da velocidade da água e das paletas)

B = N° de braços em um conjunto

Cd = Coeficiente de arrasto – Relação L/C (de acordo com Quadro 4)

Rej = Distância entre o eixo e a extremidade externa da paleta (m)

Rij = Distância entre o eixo e a extremidade interna da paleta (m)

Relação l/b	Cd (coeficiente de arrasto)
4	1,19
10	1,29
18	1,40
∞	2,01

QUADRO 4 – Valores de Cd em função da relação L/b (largura / comprimento).

Fonte: PARLATORE (1974, *apud* VIANA, 2002).

O tempo de detenção (para Vazão 410 L/h)		33,0 min
Altura útil / Diâmetro interno		3,20 m / 300 mm
Volume total		0,226 m ³
Gradientes médios de velocidade:	1ª Câmara:	G = 60,0 s ⁻¹
	2ª Câmara:	G = 42,3 s ⁻¹
	3ª Câmara:	G = 11,7 s ⁻¹
Rotação do agitador		16 rpm

QUADRO 5 – Dados de projeto adotados para o floculador mecanizado piloto.

4.1.4 Unidade de flotação / ozoflotação

Depois de coagulada e floculada, a água foi conduzida ao flotador de ar dissolvido, que, após ser aplicado o ozônio, através de difusores porosos, passa a ser denominado ozoflotador (Figura 16), também em fluxo contracorrente e, após flotada, foi encaminhada a uma câmara de tranqüilização ou desaeradora. Dessa forma, a unidade de flotação e a câmara de tranqüilização apresentam as características dimensionais descritas nos Quadros 6 e 7, de acordo com os parâmetros usuais detalhadas na Tabela 2 e extraídos das experiências de Hyde (1975), Zabel (1982), Wilkinson (1980), Reali (1991); Simões, et al., (1999).

O tempo de detenção (para Vazão 410 L/h)		23 min
Altura útil / Diâmetro interno		3,20 m / 250 mm
Volume total		0,157 m ³
Taxa de aplicação superficial (Vazão 410 L/h):		200 m ³ /m ² /dia
Pressão de saturação		500 a 600 kpa
Taxa de recirculação		13 %

QUADRO 6 – Dados de projeto adotados para o ozoflotador.

Fonte: Elaborado pelo autor.

O tempo de detenção (para Vazão 410 L/h)		8,2 min
Altura útil / Diâmetro interno		3,20 m / 150 mm
Volume total		0,056 m ³

QUADRO 7 – Dados de projeto adotados para câmara de tranqüilização ou desaeradora.

Fonte: Elaborado pelo autor.

a) Cálculo do tempo de detenção (para Vazão 410 L/h)

$$T = \frac{0,157 \text{ m}^3}{0,0001138 \frac{\text{m}^3}{\text{s}}} = 1985,9 \frac{\text{s}}{60 \frac{\text{s}}{\text{min}}} = 23 \text{ min} \quad (04)$$

b) Cálculo da taxa, vazão de recirculação e a quantidade de lodo gerado.

A vazão de recirculação na geração de água saturada de ar foi calculada utilizando-se as equações 07 e 08, considerando a estimativa de lodo a ser gerado. A concentração de sólidos totais no afluente dos flotores, após a floculação, foi estimada, considerando os sólidos resultantes da coagulação e floculação acrescidos de 150%, como margem de segurança. Assim, estimou-se uma quantidade em sulfato de alumínio de 30 mg/L, 9 mg/l de soda barrilha, 1 mg de polímero e adotado 50 mg/L de sólidos totais, devido ao elevado teor cianobactéria e microalgas no fitoplâncton da água da Lagoa do Peri.

- Temos então para os sólidos totais = $[(30 + 9 + 1 + 50) \cdot 1,5] = 135 \text{ mg/L}$

$$\frac{A}{S} = \frac{Q_r}{Q} \cdot \frac{\rho \cdot s_a [f \cdot (p - 1)]}{X_a} \quad (07)$$

- Substituindo obtemos a taxa e vazão de recirculação:

$$\frac{Q_r}{Q} = \frac{0,06 \frac{\text{kg}_{ar}}{\text{kg}_{SS}} \cdot 135 \frac{\text{mg}}{\text{L}}}{1,3 \cdot 16 \frac{\text{mL}}{\text{L}} \cdot [0,6 \cdot (6 \text{ atm} - 1)]} = 0,129 \cdot 100\% = 12,9\% \quad (07)$$

$$Q_r = 0,129 \cdot 410 (L/h) = 53,2 \frac{L}{h} \quad (08)$$

Onde:

A/S = Quantidade de ar / quantidade de sólido (0,04 a 0,06 kg ar /kg SS)

S_a = 16 mL/L (28°C) (solubilidade do ar na água – 1 bar)

P = Pressão (atm)

X_a = Concentração de sólidos suspensos totais (mg/L)

f = 0,6 fração de ar dissolvido a pressão P (tanque de pressurização com recheio)

ρ = 1,3 (28°C)

Q_r = Vazão de recirculação (m³/s)

Q = Vazão do afluente (m³/s)

c) Dimensionamento do compressor de ar

A vazão mínima de ar requerida foi dimensionada pela equação 09, considerando o volume do saturador de 22 L, pressão de saturação 6 bar e um tempo de mistura de 3,2 minutos. Utilizou-se um compressor de pistão.

$$Q_{\max. \text{ do ar}} = \frac{S_a \cdot P \cdot Q_{rec.}}{1000} \quad (09)$$

Substituindo, temos:

$$Q_{\max. \text{ do ar}} = \frac{16 \frac{mL}{L} \cdot 6 \text{ bar} \cdot 53,2 \frac{L}{h}}{1000} = 5,10 \frac{L_{ar}}{h} \quad (09)$$

d) Câmara de tranqüilização e desaeradora

Cálculo do tempo de detenção na câmara tranqüilizadora e desaeradora.

$$T = \frac{0,056 \text{ m}^3}{0,0001138 \frac{\text{m}^3}{s}} = 496,6 \frac{s}{60 \frac{s}{\text{min}}} = 8,2 \text{ min} \quad (04)$$

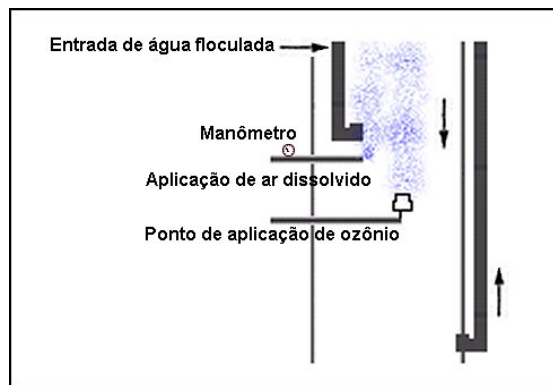


FIGURA 16 – Detalhe do ponto de aplicação do ar dissolvido e ozônio no flutuador.

4.1.4.1 Unidade geradora de ozônio

A unidade geradora de ozônio presente no piloto foi produzida pela Trailgaz, modelo LABO-6LO (Labor by air or oxygen) (Figura 17). Produz o ozônio através do efeito corona, a partir do gás oxigênio engarrafado.



FIGURA 17 – Imagem do gerador de ozônio marca Trailgaz.

A produção de ozônio foi controlada manualmente numa escala de 0 a 100%. O equipamento circula a água como líquido de arrefecimento. O gás ozônio utilizado neste experimento foi gerado através do gás oxigênio engarrafado, sendo sua vazão controlada e medida através de um rotâmetro, (a qual foi fixada em 40 L/h e regulada a intensidade de corrente elétrica até atingir o residual de 0,05 mg/L de O₃ no efluente do flotor) e, em seguida, foi transferido para a massa líquida, através de uma válvula agulha e via difusores porosos situados a 1/3 da base do flotor, formando um sistema de contato gás-líquido do tipo contracorrente.

4.1.5 Unidade de filtração

O efluente do desaerador foi conduzido à unidade de filtração em fluxo descendente a fim de remover as partículas remanescentes. O filtro foi composto de um leito filtrante de dupla camada, de carvão antracitoso e areia, simulando a taxa de aplicação superficial de 200 m³/m²/dia e as características presentes nos leitos filtrantes da “ETA – Lagoa do Peri”, dispostas no Quadro 8.

GRANUMETRIA DA CAMADA SUPORTE:		Altura
	Altura total da camada suporte	35,0 cm
	19,5 – 12,7 mm	5,0 cm
	12,7 – 6,35 mm	5,0 cm
	6,35 – 3,17 mm	5,0 cm
	3,17 – 1,60 mm	5,0 cm
	6,35 – 3,17 mm	5,0 cm
	12,7 – 6,35 mm	5,0 cm
	19,0 – 12,7 mm	5,0 cm
AREIA	Altura	30 cm
	Coefficiente de uniformidade / esfericidade	1,5 – 0,8
	Tamanho efetivo dos grãos de areia	0,50 mm
	Granometria da areia:	
	0,42 – 0,71 mm	15,0 cm
	0,71 – 1,00 mm	10,0 cm
	1,00 – 1,41 mm	5,0 cm
ANTRACITO	Altura	90 cm
	Coefficiente de uniformidade / esfericidade	1,5 – 0,8
	Tamanho efetivo dos grãos de antracito	1,20 mm
	Granometria do antracito:	
	0,71 – 1,00 mm	5,0 cm
	1,00 – 1,41 mm	15,0 cm
	1,41 – 2,00 mm	60,0 cm
	2,00 – 2,40 mm	10,0 cm
ALTURA TOTAL DO LEITO FILTRANTE		[Areia (0,30 m) + Antracito (0,90 m)] = 1,20 m

QUADRO 8 – Características e disposição da camada suporte e do leito filtrante.

Constou também de um sistema de limpeza por retrolavagem, que aplica uma velocidade ascendente na lavagem na ordem de 0,8 m/min, de acordo com a equação (10) e detalhada pelo Quadro 9, sendo as demais equações identificadas na planilha de cálculo, presente no anexo 02. A retrolavagem foi efetuada através de uma bomba centrífuga, com vazão de 5000 L/h para uma altura manométrica de 5 mca, regulada através de um registro de gaveta de 1¼'. Neste processo foi utilizada a água tratada da unidade da ETA (Lagoa do Peri), armazenada em um reservatório de 3000 L.

Altura da caixa do filtro		3,5 m
Perda de carga na areia (Filtro limpo)	(h ₁)	0,137 m
Perda de carga no antracito (Filtro limpo)	(h ₂)	0,105 m
Perda de carga total (Filtro limpo)	(h ₁ + h ₂)	0,242 m
Velocidade de aproximação		0,00231 m/s
Diâmetro		0,250 mm
Área total		0,049 m ²

QUADRO 9 – Dados de projeto adotados para o filtro de dupla camada.

a) Dimensionamento da bomba de retrolavagem.

$$Q = \phi \cdot v \quad (10)$$

$$Q = 0,04932 \text{ m}^2 \cdot 0,8 \frac{\text{m}}{\text{min}} = \frac{0,0392 \text{ m}^3}{\text{min}} = 39,2 \frac{\text{L}}{\text{min}} = 2352 \frac{\text{L}}{\text{h}} \quad (10)$$

Onde:

Q = Vazão de retrolavagem (L/h)

ϕ = Área do filtro

v = Velocidade do fluxo

b) O cálculo da perda de carga foi efetuado através da equação 11 e 12.

$$k_o = \left[\left(\frac{180 \cdot v}{g \cdot C_e^2} \right) \left(\frac{1-P}{p_o^3} \right) \cdot \sum_{i=n}^n \left(\frac{x_i}{D_i^2} \right) \right]^{-1} \quad (11)$$

Substituindo, temos a perda de carga.

$$h = \left(\frac{L}{k} \right) V_a \quad (12)$$

b-1)- Então para a areia, têm-se:

$$k_o = \left[\left(\frac{180 \cdot 0,000001 \frac{\text{m}^2}{\text{s}}}{9,81 \frac{\text{m}}{\text{s}^2} \cdot (0,80)^2} \right) \left(\frac{(1-0,43)}{(0,43)^3} \right) \cdot \sum_{i=n}^n \left(\frac{1}{\left(\frac{\sqrt{(0,42 \cdot 1,41)}}{1000} \right)^2} \right) \right]^{-1} = 0,005055 \quad (11)$$

$$h = \left(\frac{0,30}{0,005055} \right) \cdot 200 \frac{m^3}{m^2 \cdot dia} \cdot \frac{1}{24.60.60} = 0,137 m \quad (12)$$

b-2) Então para o antracito, têm-se:

$$k_o = \left[\left(\frac{180.0,000001 \frac{m^2}{s}}{9,81 \frac{m}{s^2} \cdot (0,80)^2} \right) \cdot \left(\frac{(1-0,46)}{(0,46)^3} \right) \cdot \sum_{i=1}^n \left(\frac{1}{\left(\frac{\sqrt{(0,71 * 2,4)}}{1000} \right)^2} \right) \right]^{-1} = 0,0198 \quad (11)$$

$$h = \left(\frac{0,90}{0,0198} \right) \cdot 200 \frac{m^3}{m^2 \cdot dia} \cdot \frac{1}{24.60.60} = 0,105 m \quad (12)$$

Onde:

$\nu = 0,000001 \text{ m}^2/\text{s}$ (Viscosidade cinemática da água)

$g = 9,81 \text{ m/s}^2$ (aceleração da gravidade)

C_e = Coeficiente de esfericidade

P = Porosidade

D_i = Média geométrica dos valores extremos dos diâmetros dos grãos

L = Espessura da camada filtrante (m)

K_o = Coeficiente de permeabilidade da lei de Darcy

V_a = Velocidade de aproximação (m/s)

$X_i = 1$ (fração em peso entre 2 peneiras)

4.2 (1ª ETAPA) - MONTAGEM E CALIBRAÇÃO DO PILOTO DE OZOFLOTAÇÃO

O piloto de ozoflotação foi dimensionado e montado de acordo com a descrição e cálculos apresentados no capítulo anterior e detalhado no apêndice B. A montagem ocorreu durante o ano de 2005 e no 1º semestre de 2006, quando foi testado e posto em operação. Nessa etapa, foram observadas as melhores condições de operação, readequação dos pontos de aplicação de ar dissolvido e ozônio.

4.2.1 Seqüência operacional aplicada na instalação piloto de ozoflotação

A seqüência operacional aplicada na instalação piloto de ozoflotação (ver Figura 18) iniciou-se com o recalque da água bruta da Lagoa do Peri, através de uma bomba centrífuga até a câmara de mistura mecanizada. Foram aplicadas, através das bombas dosadoras de pulso elétrico, as dosagens de 25 a 30 mg/L Sulfato de Alumínio, 1,0 mg/L de polímero não aniônico e Barrilha suficiente para manter o pH de coagulação entre 5,5 a 5,9. Após a mistura rápida, a mesma foi encaminhada ao floculador mecanizado radial, com três câmaras tubulares em série, de fluxo ascendente, com os gradientes de velocidades: $G = 60,0 \text{ s}^{-1}$ para a 1ª câmara, $G = 42,3 \text{ s}^{-1}$ para a 2ª câmara e $G = 11,7 \text{ s}^{-1}$ para a 3ª câmara. Após a floculação, o efluente floculado foi encaminhado a uma câmara tubular de flotação. Ao mesmo tempo, através de uma válvula agulha e difusores porosos, foi aplicado o ar dissolvido da câmara de saturação com uma vazão de recirculação de 13%, com aplicação de 3,7 e 4,1 mg/L em ozônio em fluxo contracorrente. Os sólidos ficavam na parte superior do flotador, os quais eram removidos manualmente a cada fim de ensaio. Uma vez flotado, o efluente seguiu a uma câmara de desaeração de fluxo ascendente, para então seguir para a filtração de dupla camada (Antracito e areia), trabalhando com vazão de 410 L/h e uma taxa de filtração de $200 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$.

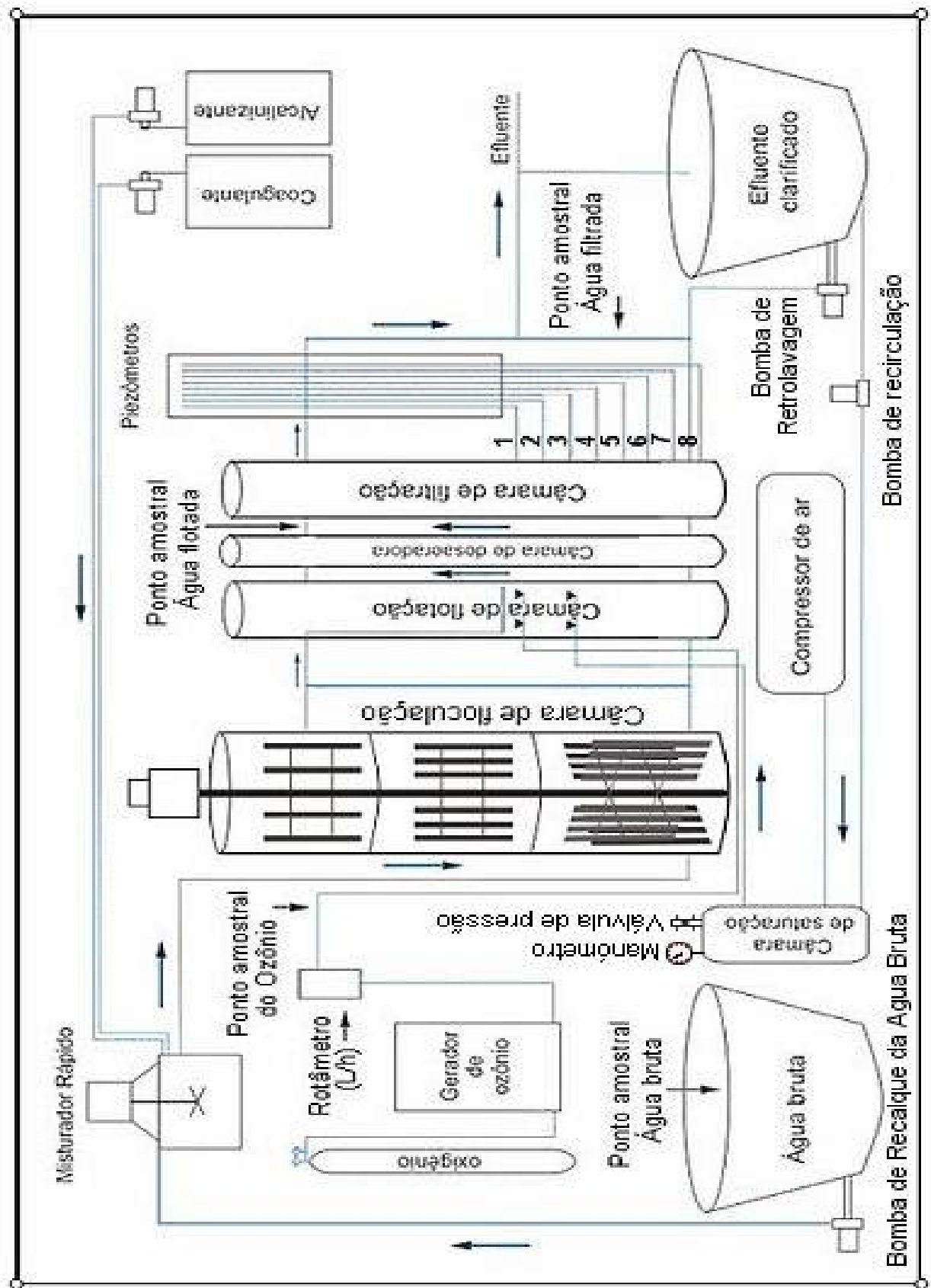


FIGURA 18 – Esquema da instalação experimental.

4.2.2 Sequência amostral aplicada na instalação piloto de ozoflotação

A caracterização do fitoplâncton da água bruta da Lagoa do Peri foi efetuada de junho a dezembro de 2006 pelo Laboratório de Hidrobiologia da CASAN e as cianotoxinas na UNIVALI – SC, a partir do convênio celebrado em setembro de 2006, com monitoramento semanal, coletado na entrada da captação de água do manancial pela ETA – Lagoa do Peri. As coletas para controle e análise do processo foram efetuadas nos seguintes pontos: na água bruta, efluente do flotador/ozoflotador e efluente do filtro para cada carreira filtrante conforme descrito na Figura 13. Os ensaios de pH, cor, turbidez foram realizados a cada 2 horas e para alumínio, ferro e manganês a cada 4 horas. A quantificação e identificação das microalgas e cianobactérias foram efetuadas no LABTOX (Laboratório de Toxicologia Ambiental) e coletadas quando a carreira filtrante atingiu 1m de perda de carga total no piezômetro 01.

Na investigação das cianobactérias e microalgas com água da Lagoa do Peri, foram consideradas, para efeito de contagem, as características de agrupamento das espécies. Então, para as microalgas, considerou-se um indivíduo por célula e para as cianobactérias, *Pseudanabaena sp* e *Cylindrospermopsis sp*, considerou-se um indivíduo por filamento inteiro. Grellmann (2006), na sua análise morfológica da *C. raciborskii* na Lagoa do Peri, identificou a quantidade de 12 a 19 células para tricomas grandes (filamentos grandes) e, para os de menor porte, a quantidade de 2 a 3 células.

A pesquisa de saxitoxina na água bruta e filtrada através do ensaio de inibição enzimática da acetilcolinesterase e cromatografia líquida investigou a presença de cianotoxinas na água bruta da Lagoa do Peri e das cianotoxinas oriundas da lise celular promovida pela oxidação do ozônio na água bruta ozoflotada, as quais foram coletadas quando a perda de carga total medida atingiu 1m no piezômetro 1. A duração das carreiras filtrantes foi calculada estatisticamente através da curva de regressão ou tendência para 1,5m de perda de carga, adotando a melhor correlação dos dados, fornecida pelo método dos mínimos quadrados (R^2).

4.3 (2ª ETAPA) - ENSAIOS DE COAGULAÇÃO E FLOCULAÇÃO NOS REATORES EM DESCONTÍNUOS

Os ensaios de coagulação foram realizados visando a adequar a realidade dos operadores de ETA's, ou seja, testes rápidos e não complexos, a fim de que os mesmos consigam respostas rápidas quanto à dosagem de coagulante e do pH de coagulação, haja vista que a água da Lagoa do Peri não demonstra ser favorável à decantação em experimentos anteriores.

Na determinação dos parâmetros de controle do processo, (Dosagem de coagulante, pH ótimo de coagulação, cor aparente e turbidez), foram realizados os ensaios em reatores em descontínuo no LALP/UFSC/ETA - Lagoa do Peri da CASAN/SC, no mês de junho a dezembro de 2006 e repetidos a cada carreira filtrante. A escolha da dosagem econômica de coagulante $[Al_2(SO_4)_3]$ e pH ótimo de coagulação aplicado no piloto de ozoflotação teve como referência a eficiência de remoção da cor e turbidez em ensaios de reatores em descontínuo, procedendo-se de acordo com a metodologia descrita a seguir.

a) Soluções de trabalho: de coagulante a 1% de Sulfato de Alumínio $[Al_2(SO_4)_3]$, em que 1 mL = 10 mg; de Soda barrilha e polímero a 0,1 % em que 1 mL = 1 mg. Distribuiu-se a dosagem de coagulante de forma crescente (5 – 10 – 15 - 20 – 25 – 30 mg/L) nos suportes para sua aplicação conjunta nos jarros do equipamento.

b) Mistura rápida: aplicou-se uma rotação de 250 rpm, produzindo um gradiente de velocidade $G = 1100 \text{ s}^{-1}$ durante 29 segundos. No início dessa etapa, com o agitador já ligado, procedeu-se à adição do coagulante, instantaneamente, em todos os jarros, girando o suporte. O polímero foi aplicado após o primeiro minuto do teste.

c) Mistura lenta: aplicou-se uma rotação de 22 rpm até 15 minutos, produzindo um Gradiente de velocidade $G = 12 \text{ s}^{-1}$, conforme Figura 8. Nessa etapa é possível observar, de forma qualitativa, as características e qualidades dos flocos formados.

d) Análise qualitativa de flotação e decantação (manteve-se sem agitação durante 20 minutos): ao fim desse período procedeu-se à coleta das amostras, de forma simultânea, em todos os frascos e procederam-se os ensaios de pH, cor aparente e turbidez. Recorreu-se à análise qualitativa nesses ensaios de bancada, pois o laboratório não dispõe do equipamento flota-teste com jarros. Dessa forma, foram efetuados os testes de flotação diretamente no piloto.

e) Filtraram-se as amostras da etapa anterior com papel de filtro qualitativo “Nalgon” de porosidade 10 μm (filtração média), a fim de simular a filtração e procederam-se os ensaios de pH, cor aparente e turbidez.

A fim de identificar o pH ótimo de coagulação, selecionou-se a dosagem de coagulante que melhor correspondeu à remoção de cor e turbidez. Assim, repetiu-se a seqüência do teste, conservando a dosagem de coagulante e variando a dosagem de barrilha (2,5 – 5,0 – 7,5 – 10 – 12,5 – 15 mg/L).

4.3.1 Demanda de ozônio na ozoflotação da água floculada da Lagoa do Peri

Na ozoflotação manteve-se o gerador de ozônio em marcha contra uma pressão de 0,76 bar no ponto de aplicação, com uma potência de 50Wh e 40 L/h de vazão do gás oxigênio até fornecer um residual mínimo de ozônio no efluente do flotador. A quantificação do ozônio foi efetuada na fase gasosa, sendo coletado na saída do gerador através de um frasco lavador de gás e analisado pela titulação Iodométrica.

a) Dados obtidos na titulação:

- Tempo de borbulhamento (min) = 5 min.
- C-20 / 21 = Volume de tiosulfato 0,1 N gasto na titulação = 51,6 e 57,8 mL;
- C-20 / 21 = Vazão da água bruta 400 e 403,1 L/h;

b) Cálculo da dosagem de ozônio aplicado no ozoflotador em mg/L.

$$Dose\ oz\acute{o}nio = \frac{V_{Titulado}\ mL \cdot 0,1 \frac{Equiv.\ (g)}{L} \cdot 24 \frac{grama}{Equiv.\ (g)} \cdot 60 \left(\frac{min}{h}\right)}{Tempo\ de\ ozoniza\acute{c}\tilde{a}o\ (min) \cdot Vaz\tilde{a}o\ \acute{a}gua\ \left(\frac{L}{h}\right)} \quad (13)$$

Ent\~{a}o, para os ensaios C-20 e 21 temos:

$$C - 20 = \frac{51,6\ mL \cdot 0,1\ N \cdot 24 \cdot 60 \left(\frac{min}{h}\right)}{5\ (min) \cdot 400 \left(\frac{L}{h}\right)} = 3,7\ mg/L$$

$$C - 21 = \frac{57,8\ mL \cdot 0,1\ N \cdot 24 \cdot 60 \left(\frac{min}{h}\right)}{5\ (min) \cdot 403 \left(\frac{L}{h}\right)} = 4,1\ mg/L$$

A dosagem do ozônio aplicado em mg/L foi calculada pela equação 13, com base nos dados obtidos dos ensaios titulométricos aplicados em cada carreira filtrante, de acordo com as marchas analíticas APHA (1995) presentes no apêndice A.

4.4 ANÁLISES E MEDIDAS DOS PARÂMETROS DE CONTROLE

Os procedimentos de amostragens e técnicas de execução foram efetuados de acordo com as normas técnicas previstas no APHA - Standards Methods for the Examination of de Water and Wastewater, 19th Edition, (1995), e estão descritos no apêndice C e, na seqüência, presente no Quadro 10.

Parâmetro	Técnica aplicada	Equipamento
pH	Técnica (4500 B)	pHmetro – ORION
Turbidez	Técnica (2130 B)	Turbidímetro - HACH – 2.100 P
Cor _(aparente)	Técnica (2120 B)	Espectrofotômetro - HACH – DR 2010.
Alumínio	Técnica (3500-Al D)	Espectrofotômetro - HACH – DR 4000.
Ferro	Técnica (3500-Fe D)	Espectrofotômetro - HACH – DR 4000.
Manganês	Técnica (3500-Mn D)	Espectrofotômetro - HACH – DR 4000.
Ozônio	Técnica (4500-O ₃ B) e Técnica(4500-O ₃ E)	Espectrofotômetro - HACH –850 e Titulometria
Fitoplâncton	Técnica (10900 – C)	Microscópio LEITZ - Câmaras de Uthermöhl Câmaras de Sedgewick Rafter
Cianotoxinas	[Oshima (1995)] - [Li et al (2001)] - [Harada (1999)]	HPLC
Inibição Enzimática	Kit – ENZITOX	Espectrofotômetro – LAB. ENZITOX / UERJ-RJ

QUADRO 10 – Relação das técnicas e equipamentos para execução das análises de água.

Parâmetro	Intervalo de amostragem	Unidade
Temperatura	A cada 4 horas	°C
Cor	A cada 2 horas	uH
Turbidez	A cada 2 horas	uT
Vazão	410	L/h
Taxa	200	m ³ /m ² .d
Perda de carga	100	cm

QUADRO 11 – Relação das medidas físicas e intervalo de amostragem.

As medidas físicas foram efetuadas de acordo com o Quadro 11 para cada carreira de filtração, no período e intervalo de amostragem previstos.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados são apresentados levando-se em consideração o esquema da metodologia experimental da figura 13 e as etapas apresentadas na metodologia.

5.1 CARACTERÍSTICAS DE QUALIDADE DA ÁGUA BRUTA (LAGOA DO PERI)

No ano de 2006, ocorreu uma elevação da temperatura de inverno e uma redução drástica de chuva, ocasionando uma redução do volume da água na Lagoa do Peri, conforme representado pela Figura 19 que, associada à extração de água pela ETA - Lagoa do Peri para fins de abastecimento público, promoveu uma redução de, aproximadamente, 1m da lâmina de água, impondo um regime lântico para sua água, o que, conseqüentemente, induziu a um elevado aumento da população fitoplanctônica, principalmente de cianobactérias e microalgas.

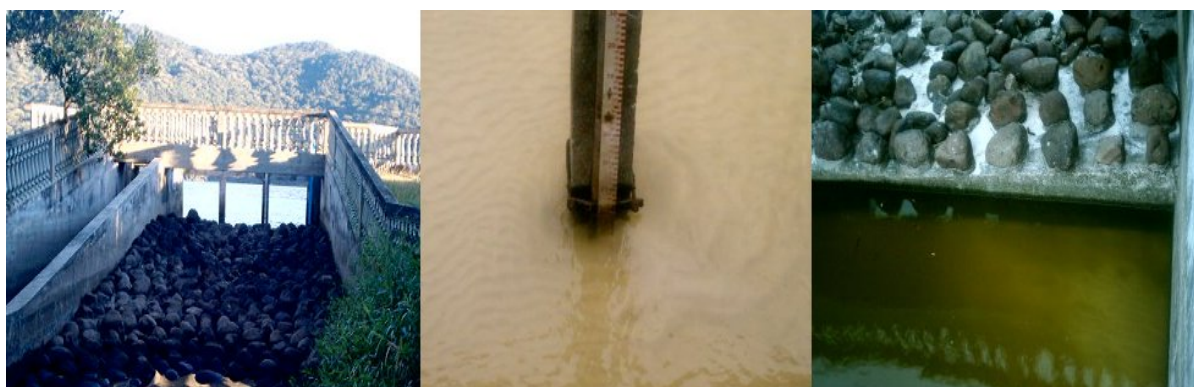


FIGURA 19 – Imagem do vertedor da Lagoa do Peri (24/08/2006).

Da esquerda para a direita: 1ª Imagem – vista do vertedor de jusante; 2ª Imagem – vista da régua graduada de nível; 3ª Imagem – vista do vertedor de montante.

De junho a dezembro de 2006, a água bruta da Lagoa do Peri apresentou a densidade fitoplanctônica quantificada na Tabela 3 e detalhada por espécies de cianobactérias, microalgas na Figura 20, com suas respectivas imagens na Figura 21.

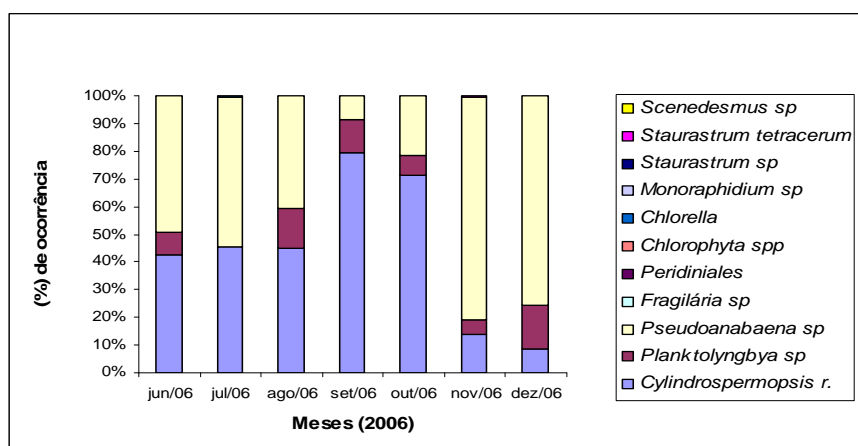


FIGURA 20 – Ocorrência de filamentos de cianobactérias e células de microalgas na Lagoa do Peri.

TABELA 3 - Média mensal de Fil. de cianobactérias e cel. de microalgas na água bruta Lagoa do Peri.

Espécie ou grupo taxonômico	Jun/06	Jul/06	Ago/06	Set/06	Out/06	Nov/06	Dez/06
CIANOBACTÉRIAS	Média	Média	Média	Média	Média	Média	Média
<i>C. raciborskii</i>	1,13E+05	1,31E+05	2,19E+05	2,80E+05	3,09E+05	7,16E+04	3,29E+04
<i>Planktolyngbya sp</i>	2,20E+04	ND	6,83E+04	4,10E+04	3,08E+04	2,51E+04	6,36E+04
<i>Pseudoanabaena sp</i>	1,31E+05	1,55E+05	1,97E+05	3,07E+04	9,27E+04	4,10E+05	2,95E+05
Total de cianobactérias (Fil/mL)	2,66E+05	2,85E+05	4,85E+05	3,31E+05	4,33E+05	5,06E+05	3,92E+05
BACILLARIOPHYCEAS							
<i>Fragilária sp</i>	ND	ND	3,33E+02	ND	ND	ND	ND
DINOFÍTAS							
<i>Peridinales</i>	ND	ND	ND	ND	2,22E+02	ND	ND
CLORÓFITAS							
<i>Chlorophyta spp</i>	1,25E+02	ND	ND	ND	ND	3,33E+02	ND
<i>Chlorella</i>	2,50E+02	3,33E+02	ND	ND	ND	ND	ND
<i>Monoraphidium sp</i>	6,25E+01	ND	ND	ND	ND	ND	2,25E+02
<i>Staurastrum sp</i>	ND	3,33E+02	ND	ND	ND	ND	ND
<i>Staurastrum tetracerum</i>	1,56E+02	ND	ND	ND	ND	2,00E+03	5,75E+02
<i>Scenedesmus sp</i>	ND	3,33E+02	ND	ND	ND	ND	ND
Total de microalgas (Cels/mL)	5,94E+02	9,99E+02	3,33E+02	2,50E+02	2,92E+02	7,78E+02	4,00E+02

De acordo com a Figura 20, pode-se observar que as espécies mais abundantes na água da Lagoa do Peri, no período de junho a outubro de 2006, foram do grupo das cianobactérias, apresentando um aumento elevado da *C. raciborskii*, com uma densidade máxima da ordem de 3,09E+05 Fil./mL em outubro de 2006 e, após, declinou para 3,29E+04 Fil./mL. Ao mesmo tempo, a *Pseudoanabaena sp* apresentou um crescimento a partir de setembro de 2006, mostrando uma densidade máxima de 4,10E+05 Fil./mL. A espécie *Planktolyngbya sp* manteve-se constante, em menor quantidade, na faixa de 2,20E+04 a 6,83E+04 Fil./mL. As microalgas apresentaram-se de forma aleatória com baixa densidade. Os resultados obtidos vêm ao encontro dos estudos desenvolvidos por (LAUDARES SILVA, (1999); MATTHIENSEN, (2001); GARCIA (2002), MONDARDO (2004), GRELLMANN, (2006)), os quais identificaram a *C. raciborskii* como espécie de cianobactérias filamentosas

dominante do fitoplâncton na Lagoa do Peri. Essa característica fitoplanctônica está causando obstrução dos filtros da ETA – Lagoa do Peri.

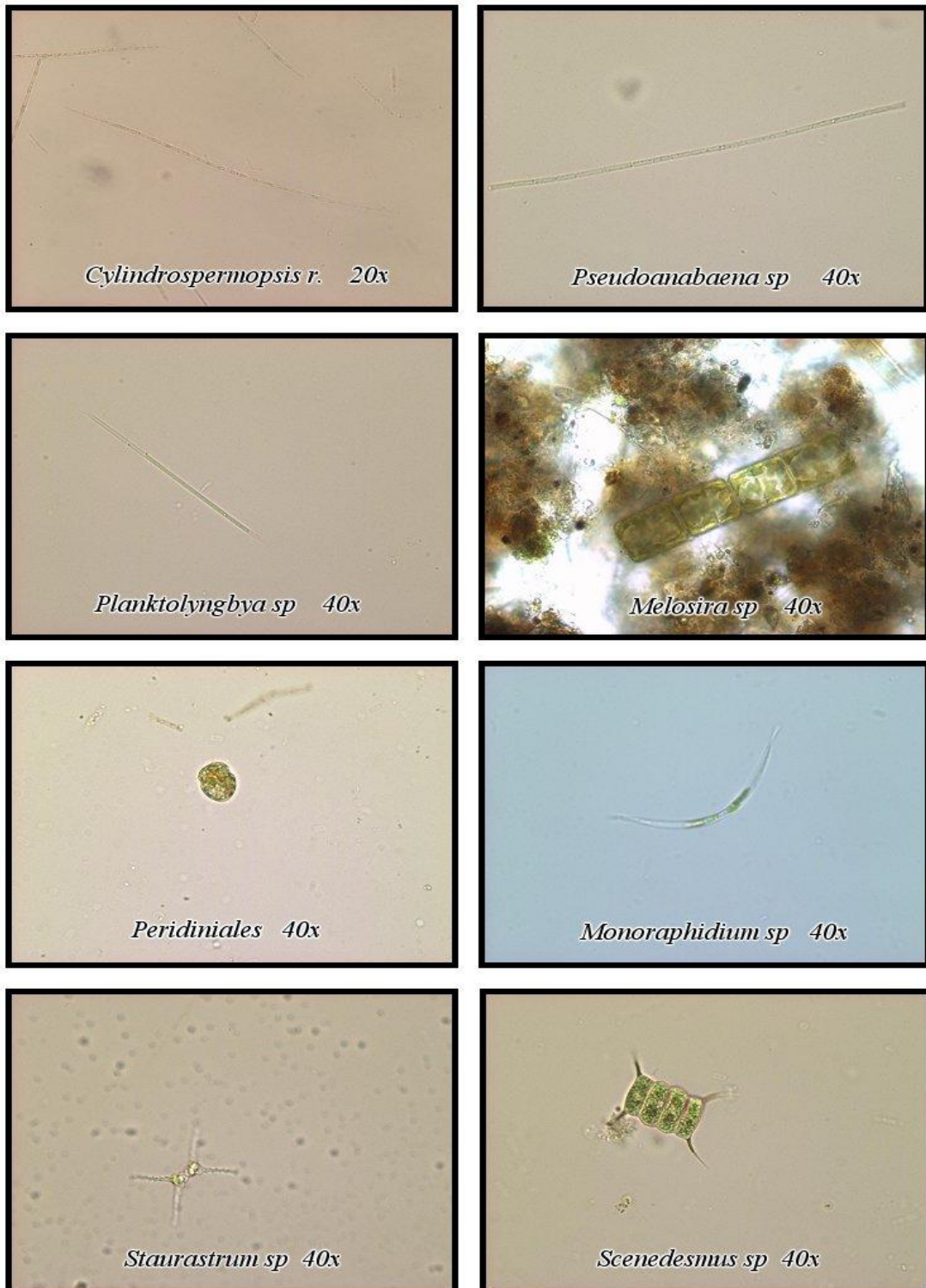


FIGURA 21 – Imagens de cianobactérias e microalgas

5.1.1 Caracterização da presença de cianotoxinas na água da Lagoa do Peri

A água da Lagoa do Peri apresentou como característica a dominância das espécies do grupo das cianobactérias, conhecidas como produtoras de potentes cianotoxinas. Dessa forma, fizeram-se presentes na água da Lagoa do Peri as cianotoxinas (extracelular) identificadas como saxitoxina e microcistina, sendo a cilindrospermopsina (intracelular), nas concentrações expostas na Tabela 4.

TABELA 4 – Concentração de cianotoxinas presentes na água bruta da Lagoa do Peri ($\mu\text{g/L}$).

Mês	DATA	STX - Saxitoxina Totais	MYC - Microcistina	CYL - Cilindrospermopsina
Set/06	13/9/06	ND	ND	ND
	26/9/06	ND	0,563	0,516
	26/9/06	ND	0,177	ND
	Média ($\mu\text{g/L}$)		0,246	0,172
Out/06	10/10/06	ND	0,017	ND
	18/10/06	ND	ND	ND
	24/10/06	ND	0,261	ND
	Média ($\mu\text{g/L}$)		0,092	
Nov/06	07/11/06	ND	0,261	ND
	13/11/06	21,05	ND	ND
	22/11/06	24,11	0,043	ND
	Média ($\mu\text{g/L}$)	15,05	0,101	
Dez/06	07/12/06	20,88	0,050	ND
	13/12/06	ND	ND	ND
	19/12/06	ND	ND	ND
	27/12/06	ND	ND	ND
	Média ($\mu\text{g/L}$)	5,22	0,013	ND

A microcistina se fez constante em todo o período na água da Lagoa do Peri, na concentração máxima de $0,56 \mu\text{g/L}$ e não sendo detectada a partir de 2ª quinzena de dezembro/2006. A saxitoxina se fez presente na água bruta na concentração máxima de $24,1 \mu\text{g/L}$ nos meses de novembro de 2006. Melo (2006) detectou a presença de saxitoxinas e suas variantes em abril de 2005 e fevereiro de 2006 em seu trabalho de pré e pós-ozonização da água da Lagoa do Peri e também Grellmann (2006), em dezembro 2004, março e julho de 2005. A cilindrospermopsina foi detectada em uma amostra no mês de setembro na forma intracelular, necessitando, futuramente, de estudos para confirmação desta cianotoxina na forma intracelular e extracelular. Assim, a presença das cianotoxinas em concentrações acima das preconizadas pela portaria 518/2004, de forma pontual, já é uma realidade na Lagoa do Peri.

Visualizando a Figura 20, fica claro que as prováveis cianobactérias responsáveis pela produção dessas cianotoxinas estão associadas com a presença constante das espécies de cianobactérias: *C. raciborskii*, *Pseudanabaena sp* e *Planktolybya sp*. Segundo Grellmann (2006), a presença de microcistina na água da Lagoa do Peri pode estar associada à presença de *Pseudanabaena galeata*, *Planktolybya limmética*, *Planktolybya sp* e *Limnothix plantônica*. YUNES et al (2003) relacionaram a produção de microcistina no reservatório da barragem do rio Duro, em Camaquã – RS, a *Pseudanabaena sp* e outras cianobactérias unicelulares não identificadas. Garcia (2002), em seu trabalho de eletroflotação de uma água contendo algas e cianobactérias, identificou a *Microcystis sp* na água bruta da Lagoa do Peri, no período de estudo.

5.1.2 Caracterização física e química da água da Lagoa do Peri

A água bruta da Lagoa Peri, no período de junho a dezembro de 2006, apresentou as características físicas e químicas mostrada na Tabela 5 e presentes no apêndice A. Entre as ponderações, destacam-se: a cor elevada, na faixa de 50 a 88 uH; baixa turbidez, com valor máximo de 9,35 uT; baixa alcalinidade de 14,1 mg/L em CaCO₃; um pH na faixa de 6,28 a 7,07 e valores inexpressivos do íons Fe⁺⁺ e Mn⁺⁺ em todo o período de estudo, considerando que a temperatura da água se manteve na faixa de 18 a 22°C.

TABELA 5 – Média mensal dos parâmetros físicos e químicos da água da Lagoa do Peri.

Parâmetros	Menor valor	Maior valor	Média
Temperatura (água) - °C	18	22	20
Alcalinidade (CaCO ₃) – mg/L	6,3	14,1	10,5
pH	6,28	7,07	6,70
Turbidez (uT)	5,37	9,35	6,55
Cor aparente (uH)	50	88	73
Fe (mg/L)	0,01	0,013	0,06
Mn (mg/L)	0,000	0,002	0,00

5.2 DETERMINAÇÃO DOS PARÂMETROS DE CONTROLE DO PROCESSO

Os ensaios para determinação da dosagem mínima de sulfato de alumínio e do pH ótimo de coagulação foram realizados em reatores em descontínuo, de acordo com o

procedimento descrito no item número 4.3, variando a dosagem de sulfato de alumínio. Os ensaios nos reatores em descontínuos e amostragens nos jarros foram realizados em duplicatas tomando as médias dos valores obtidos. Nos testes aplicados à determinação da dosagem do coagulante (Al_2SO_4) foram obtidos os valores relacionados na Tabela 6 e representados na Figura 22, sendo as provas de flotação efetuadas diretamente no piloto.

TABELA 6 – Valores de pH, cor e turbidez em função da dosagem do coagulante na água bruta.

Conc. Coagulante mg/L	pH de Coagulação	ÁGUA FLOCULADA/DECANTADA		ÁGUA FILTRADA			
		Cor (uH)	Turbidez (uT)	Cor (uH)	% remoção	Turbidez (uT)	% remoção
A. Bruta	7,24	85	5,91	19	78	1,74	71
5	6,56	78	6,00	20	77	1,48	75
10	6,04	76	5,57	18	79	0,97	84
15	5,76	42	3,85	8	91	0,78	87
20	5,32	39	3,30	7	92	0,69	88
25	4,93	40	3,28	12	86	0,59	90
30	4,72	39	3,31	14	84	0,75	87

Obs.: Amostrado após 20 minutos (Temperatura da água 22°C).

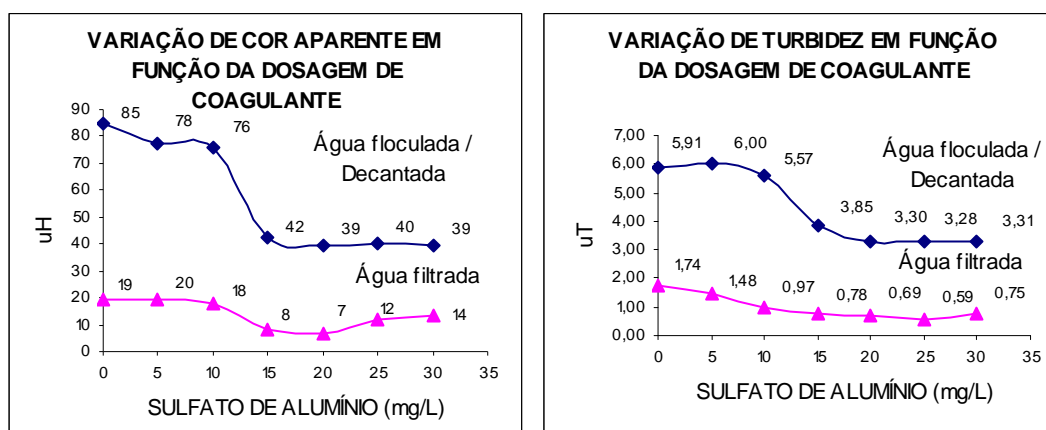


FIGURA 22 – Variação de cor aparente e turbidez em função da dosagem do coagulante.

Os testes forneceram uma margem de escolha entre 15, 20, 25 e 30 mg/L de coagulante, pois os melhores resultados em % de remoção para cor aparente e turbidez se destacam nesta faixa. Nos testes para determinação do pH ótimo de coagulação foram utilizadas as dosagens de 20 e 25 mg/L, variando a dosagem do alcalinizante que apresentaram os resultados presentes na Tabela 7, 8 e na Figura. 23.

TABELA 7 – Valores de pH, cor e turbidez em função da dosagem de alcalinidade.

Conc. Coagulante mg/L	Conc. Alcal. mg/L	pH de Coagulação	ÁGUA FILTRADA			
			Cor (uH)	% remoção	Turbidez (UT)	% remoção
20	2,5	5,49	5	94	0,48	92
20	5,0	5,77	5	94	0,51	91
20	7,5	5,91	5	94	0,59	90
20	10,0	6,03	6	93	0,55	91
20	12,5	6,19	8	91	0,70	88
20	15,0	6,54	12	86	0,60	90

Obs.: Temperatura da água 22°C.

TABELA 8 – Valores de pH, cor e turbidez em função da dosagem de alcalinidade.

Conc. Coagulante mg/L	Conc. Alcal. mg/L	pH de Coagulação	ÁGUA FILTRADA			
			Cor (uH)	% remoção	Turbidez (UT)	% remoção
25	5,0	5,45	3	96	0,45	92
25	7,5	5,89	3	96	0,37	94
25	10,0	6,22	4	95	0,44	93
25	12,5	6,49	7	92	0,41	93
25	15,0	6,71	9	89	0,89	85
25	17,5	6,83	10	88	0,70	88

Obs.: Temperatura da água 22°C.

A escolha da dosagem econômica de coagulante $[Al_2(SO_4)_3]$ e pH ótimo de coagulação aplicado no piloto de ozoflotação teve como referência a eficiência de remoção de cor (96%) e turbidez (94%) nos ensaios de reatores em descontínuo. Com esse critério foi adotado o pH de coagulação na faixa de 5,5 a 5,9 e a dosagem de 25 mg/L de coagulante (sulfato de alumínio), conforme ilustra a Tabela 9 e a Figura 22.

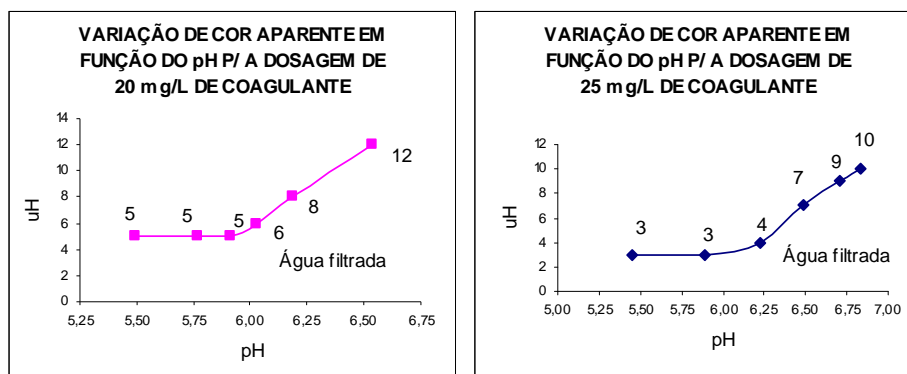


FIGURA 23 – Variação de cor aparente e turbidez em função do pH de coagulação.

5.3 (ETAPA 03) - INVESTIGAÇÃO EXPERIMENTAL NA FADO

5.3.1 Remoção de cianobactérias e microalgas na flotação e filtração da água bruta

Na remoção das cianobactéria e microalgas no FAD com água bruta da Lagoa do Peri, sem aplicação de coagulante, nos testes realizados em julho e novembro de 2006, foram obtidos, para flotação e filtração, os dados constantes na Tabela 9. Quando a água bruta foi submetida à flotação, apresentou uma remoção em filamentos de cianobactérias de 57,9 e 22,6% para as C-15 e C-4 e, para as células de microalgas, somente a *Staurastrum sp* apresentou um índice 66,7% de remoção. Quando submetidas à filtração, após a FAD a C-4, apresentou transpasse dos filamentos de cianobactérias e a C-15 apresentou uma remoção em filamentos de cianobactérias de 24,6%. As células de microalgas remanescentes da flotação foram totalmente removidas.

TABELA 9 – Remoção de cianobactérias e microalgas na FAD e na filtração da água bruta.

Ensaio	Espécie ou grupo taxonômico	Und	Água Bruta	Água Flotada	(%) Remoção	Água Filtrada	(%) Remoção
	CIANOACTÉRIAS						
C – 4 (14/07/06)	<i>C. raciborskii</i>	Fil./mL	1,43E+05	6,00E+04	57,9	9,75E+04	Transpasse
C – 15 (10/11/06)	<i>C. raciborskii</i>	Fil./mL	1,28E+05	9,92E+04	22,6	7,49E+04	24,6
C – 4 (14/07/06)	<i>Pseudoanabaena</i> sp	Fil./mL	ND				
C – 15 (10/11/06)	<i>Pseudoanabaena</i> sp	Fil./mL	5,00E+03	0	100,0	0	
	DIATOMÁCEAS						
C – 4 (14/07/06)	<i>Aulacoseira</i> sp	Cél./mL	5,80E+01	0	100,0	1,20E+01	
C – 15 (10/11/06)	<i>Aulacoseira</i> sp	Cél./mL	1,00E+03	0	100,0	0	
	DINOFÍTAS						
C – 4 (14/07/06)	Peridiniales	Cél./mL	1,56E+02	0	100,0	1,00E+01	
C – 15 (10/11/06)	Peridiniales	Cél./mL	6,32E+03	0	100,0		
	CLORÓFITAS						
C – 15 (10/11/06)	<i>Monoraphidium</i> sp	Cél./mL	3,23E+03	6,40E+01	98,0	0	100,0
C – 4 (14/07/06)	<i>Staurastrum</i> sp	Cél./mL	8	0	100,0		
C – 15 (10/11/06)	<i>Staurastrum</i> sp	Cél./mL	3,00E+03	1,00E+03	66,7	0	100,0
C – 4 (14/07/06)	<i>Scenedesmus</i> sp	Cél./mL	1,40E+01	0	100,0		
C – 15 (10/11/06)	<i>Scenedesmus</i> sp	Cél./mL	1,24E+03	0	100,0		
C – 15 (10/11/06)	<i>Cosmarium</i>	Cél./mL	1,00E+03	0	100,0		

A água bruta da Lagoa do Peri apresentou no mês de novembro elevada densidade de microalgas dos grupos taxonômicos denominadas DIATOMÁCEAS, DINOFÍTAS e CLORÓFITAS, com predominância das espécies: *Aulacoseira* sp, *Monoraphidium* sp, *Staurastrum* sp, *Scenedesmus* sp, *Cosmarium* sp e outros da ordem *Peridiniales*. Os detalhes das carreiras filtrantes estão no apêndice A.

Na análise de identificação e contagem do fitoplâncton foi observada a presença de alta densidade de filamentos pequenos de *C. raciborskii*, que se fragmentaram durante o processo de flotação e intensificado na filtração, ocorrendo o transpasse de filamentos, uma vez que a velocidade de ascensão das bolhas no flotor e as forças de cisalhamentos no filtro são intensas, nestas etapas. Sabe-se que acontece a remoção, pois houve formação de lodo no interior do material filtrante. Os filamentos inteiros e fragmentados da *C. raciborskii* podem ser visualizados na Figura. 24.

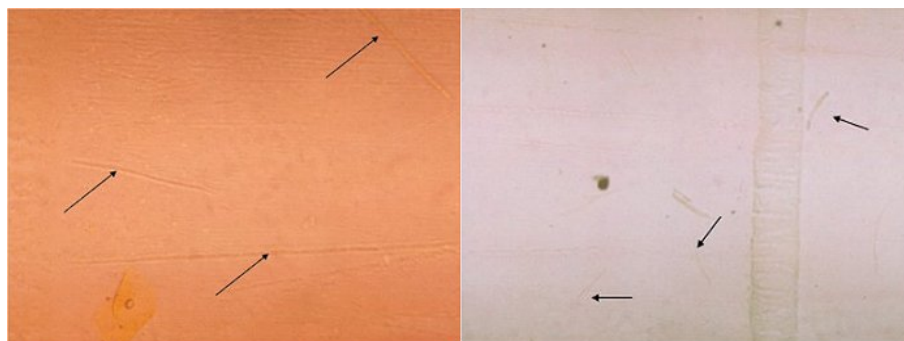


FIGURA 24 – Filamentos integros e fragmentados de *C. raciborskii* (40x). Da esquerda para a direita: 1ª Imagem – Á. bruta (Fil. íntegros); 2ª Imagem – Á. filtrada (Fil. fragmentado).

5.3.2 Remoção de cianobactérias e microalgas na flotação e filtração da água floculada com e sem adição de polímero

Na água bruta floculada da Lagoa Peri, foram efetuados testes utilizando o sulfato de alumínio como coagulante, com a dosagem de 25 mg/L e sem adição de polímero, em julho e agosto de 2006, quando foram obtidos, para flotação e filtração, os dados apresentados na Tabela 10.

TABELA 10 – Remoção de cianobactérias e microalgas no FAD e na filtração da água floculada com 25 mg/L de sulfato de alumínio, sem adição de polímero.

Ensaio	Espécie ou grupo taxonômico	Und	Água Bruta	Água Flotada	(%) Remoção	Água Filtrada	(%) Remoção
CYANOBACTÉRIAS							
C - 5 (15/07/06)	<i>C. raciborskii</i>	Fil./mL	1,22E+05	1,88E+04	84,6	4,13E+04	Transpasse
C - 6 (11/08/06)	<i>C. raciborskii</i>	Fil./mL	1,71E+05	5,75E+04	66,4	7,50E+04	Transpasse
C - 5 (15/07/06)	<i>Pseudoanabaena</i> sp	Fil./mL	2,80E+01	0	100,0		
C - 6 (11/08/06)	<i>Pseudoanabaena</i> sp	Fil./mL	ND				
DIATOMÁCEAS							
C - 5 (15/07/06)	<i>Aulacoseira</i> sp	Cél./mL	6,80E+01	0	100,0		
C - 6 (11/08/06)	<i>Aulacoseira</i> sp	Cél./mL	2,10E+02	0	100,0		
DINOFÍTAS							
C - 5 (15/07/06)	Peridimiales	Cél./mL	1,28E+02	0	100,0		
C - 6 (11/08/06)	Peridimiales	Cél./mL	3,41E+02	0	100,0		
CLORÓFITAS							
C - 6 (11/08/06)	<i>Monoraphidium</i> sp	Cél./mL	3,80E+01	0	100,0		
C - 5 (15/07/06)	<i>Staurastrum</i> sp	Cél./mL	1,20E+01	0	100,0		
C - 6 (11/08/06)	<i>Staurastrum</i> sp	Cél./mL	1,22E+02	0	100,0		
C - 5 (15/07/06)	<i>Scenedesmus</i> sp	Cél./mL	8,00E+00	0	100,0		
C - 6 (11/08/06)	<i>Scenedesmus</i> sp	Cél./mL	2,60E+01	0	100,0		
C - 6 (11/08/06)	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Cél./mL	8,00E+00	0	100,0		
C - 5 (15/07/06)	<i>Cosmarium</i>	Cél./mL	1,80E+01	0	100,0		
C - 6 (11/08/06)	<i>Cosmarium</i>	Cél./mL	4,80E+01	0	100,0		

Quando a água bruta floculada foi submetida à flotação, apresentou uma remoção de 84,6 e 66,4% de cianobactérias para as C -5 e C -6, respectivamente, e 100% de microalgas. Quando submetida à filtração, observou-se a presença de alta densidade de filamentos pequenos de *C. raciborskii*, que se fragmentaram durante o processo de flotação e intensificado na filtração, ocorrendo o transpasse de filamentos, uma vez que a velocidade de ascensão das bolhas no flotor e as forças de cisalhamentos no filtro são intensas, nestas etapas. Sabe-se que acontece a remoção, pois houve formação de lodo no interior do material filtrante.

Na água floculada com adição de 1,0 mg/L de polímero não aniônico, em testes realizados em novembro de 2006, apresentaram-se, para flotação e filtração, os dados constantes na Tabela 11, citados por espécies de cianobactéria e microalgas no FAD. Foram

utilizados, para os cálculos de remoção das cianobactérias e microalgas das C-17 e C-16, os dados da água bruta da C-15, tendo em vista que a C-16 foi efetuada consecutivamente a C-15 e a C-17 após 4 dias e não houve variações climáticas, tendo em vista a perda da amostra de água bruta da C-17 no transporte.

TABELA 11 – Remoção de cianobactérias e microalgas no FAD e filtro da água floculada com 25 mg/L sulfato de alumínio e adição de 1 mg/L de polímero.

Ensaio	Espécie ou grupo taxonômico	Und	Água	Água	(%)	Água	(%)
			Bruta	Flotada	Remoção	Filtrada	Remoção
C – 16 (11/11/06)	<i>C. raciborskii</i>	Fil./mL	1,28E+05	8,83E+04	31,1	8,22E+04	6,9
C – 17 (15/11/06)	<i>C. raciborskii</i>	Fil./mL		1,03E+05	19,7	9,61E+04	6,7
C – 16 (11/11/06)	<i>Pseudoanabaena</i> sp	Fil./mL	5,00E+03	0	100,0		
C – 17 (15/11/06)	<i>Pseudoanabaena</i> sp	Fil./mL		0	100,0		
	DIATOMÁCEAS						
C – 16 (11/11/06)	<i>Aulacoseira</i> sp	Cél./mL	1,00E+03	0	100,0		
C – 17 (15/11/06)	<i>Aulacoseira</i> sp	Cél./mL		6,20E+01	93,8	0	100,0
	DINOFÍTAS						
C – 16 (11/11/06)	Peridiniales	Cél./mL	6,32E+03	0	100,0		
C – 17 (15/11/06)	Peridiniales	Cél./mL		0	100,0		
	CLORÓFITAS						
C – 16 (11/11/06)	<i>Monoraphidium</i> sp	Cél./mL	3,23E+03	0	100,0		
C – 17 (15/11/06)	<i>Monoraphidium</i> sp	Cél./mL		0	100,0		
C – 16 (11/11/06)	<i>Staurastrum</i> sp	Cél./mL	3,00E+03	0	100,0		
C – 17 (15/11/06)	<i>Staurastrum</i> sp	Cél./mL		0	100,0		
C – 16 (11/11/06)	<i>Scenedesmus</i> sp	Cél./mL	1,24E+03	0	100,0		
C – 17 (15/11/06)	<i>Scenedesmus</i> sp	Cél./mL		0	100,0		
C – 16 (11/11/06)	<i>Cosmarium</i>	Cél./mL	1,00E+03	0	100,0		
C – 17 (15/11/06)	<i>Cosmarium</i>	Cél./mL		0	100,0		

A água floculada com adição de 1 mg/L de polímero apresentou, na flotação, a remoção de 31,1 e 19,7% de cianobactérias para as C -16 e C -17, respectivamente, e para as células de microalgas, somente a *Aulacoseira* sp apresentou um índice 93,8% de remoção. Quando submetida à filtração, apresentou uma remoção de 6,9 e 6,7% respectivamente de cianobactérias e 100% de microalgas. A flotação e filtração na análise geral mostraram-se eficientes na remoção de microalgas. Na remoção das Cianobactérias foram ineficientes, pois a análise de identificação e contagem do fitoplâncton apresentou alta densidade de filamentos pequenos de *C. raciborskii*, que se fragmentaram durante o processo de flotação e material particulado no flotador, conforme pode ser visualizado na Figura. 25.

Visualizaram-se flocos grandes no floculador devido à ação do polímero, mas que foram desagregados no flotador, uma vez que a velocidade de ascensão das bolhas no flotador e as forças de cisalhamentos no filtro são intensas nestas etapas, incrementando o número de filamentos por desagregação celular (quebra). Da mesma forma, a filtração também não se mostrou adequada, pois transpassou grande quantidade de filamentos pequenos de *C.*

raciborskii. A flotação, com aplicação de polímero na floculação, não foi vantajosa, porque removeu menos filamentos nesta etapa do que sem polímero. Já na filtração, a remoção foi maior com uso de polímero, porém ainda muito pequena com relação às cianobactérias, pois a água filtrada apresentou uma concentração muito grande de filamentos, na ordem de $8,22E+04$ e $9,61E+04$ Fil/mL.

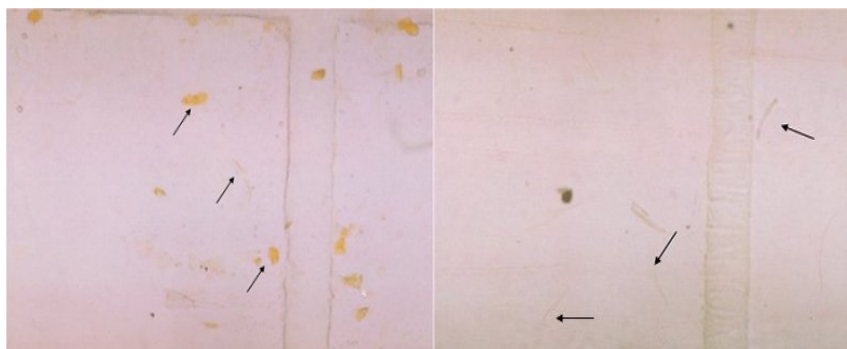


FIGURA 25 – Material particulado e filamentos pequenos de *C. raciborskii* (40x). Da esquerda para a direita: 1ª Imagem – Água flotada; 2ª Imagem – Água filtrada.

5.3.3 Remoção de cianobactérias e microalgas na ozoflotação e filtração da água floculada

Na ozoflotação, a água bruta foi coagulada com uma dosagem de 25 mg/L de sulfato de alumínio e adicionado ozônio na água floculada no flotador, até apresentar um residual menor de 0,01 mg O₃/L no seu efluente. Os testes realizados em dezembro de 2006 nos ensaios da ozoflotação foram efetuados em 2 carreiras filtrantes, a C-20 e C-21, de forma consecutiva no mês de dezembro, na qual somente na C-21 foi amostrado para análise de remoção das cianobactérias e microalgas. Foram obtidos, na flotação e filtração, os dados de remoção constantes na Tabela 12, citados por espécies de cianobactérias e microalgas. Quando a água floculada ozonizada foi submetida à flotação, apresentou uma remoção de 79,2% de filamentos de cianobactérias e 100% de microalgas. Quando submetida à filtração, apresentou uma remoção de 75,9% de filamentos de cianobactérias e as microalgas não se fizeram presentes.

TABELA 12 – Remoção de cianobactérias e microalgas no FAD e na filtração da água floculada com 25 mg/L de sulfato de alumínio com aplicação de ozônio.

Ensaio	Espécie ou grupo taxonômico		Água		(%)	Água	
			Bruta	Flotada	Remoção	Filtrada	Remoção
C – 21 (18/12/06)	<i>C. raciborskii</i>	Fil./mL	1,50E+05	3,13E+04	79,2	7,53E+03	75,9
C – 21 (18/12/06)	<i>Pseudoanabaena</i> sp	Fil./mL	ND				
	DIATOMÁCEAS						
C – 21 (18/12/06)	<i>Aulacoseira</i> sp	Cél./mL	6,20E+01	0	100,0		
	DINOFÍTAS						
C – 21 (18/12/06)	Peridiniales	Cél./mL	1,02E+02	0	100,0		
	CLORÓFITAS						
C – 21 (18/12/06)	<i>Staurastrum</i> sp	Cél./mL	4,80E+01	0	100,0		

De acordo com a Tabela 13, fica evidente a efetividade do ozônio na flotação e filtração, embora a água bruta tenha apresentado pouca diversidade e quantidade de microalgas. Entretanto, comparando a quantidade filamentos presentes no efluente do filtro com os filamentos da água bruta, obteve-se uma remoção de 95%, ou seja, houve o transpasse de 7,53E+03 Fil/mL de *C. raciborskii*, conforme se vê na Figura 26.

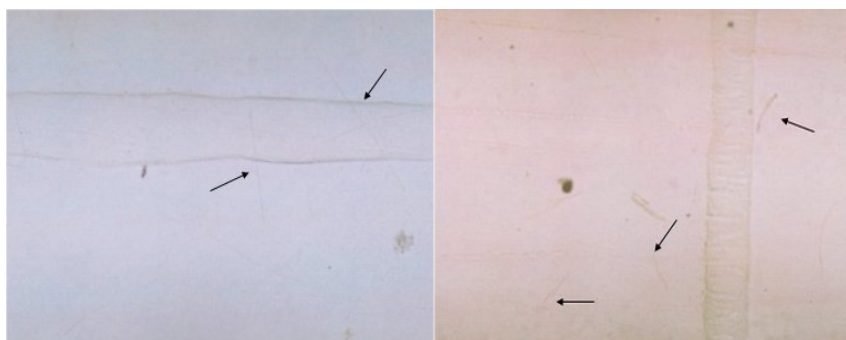


FIGURA 26 – Imagens dos filamentos de *C. raciborskii* (40x)
Da esquerda para a direita: 1ª Imagem – Água bruta; 2ª Imagem – Água filtrada.

5.3.4 Avaliação comparativa dos processos de remoção das cianobactérias e microalgas na flotação e filtração da água flotada, floculada e ozoflotada

Em uma análise comparativa dos processos de remoção das cianobactérias e microalgas por tipo de água flotada, a Tabela 13 apresenta o resumo dos índices percentuais de remoção.

TABELA 13 – Remoção de cianobactérias e microalgas no FAD para tipo de água.

TIPO DE ÁGUA	A. Bruta Flotada	A. Flocluada Flotada (c/ pol.)	A. Flocluada Flotada (s/ pol.)	OzoFlotada
Efluente Flotador – Cianobactérias (%)	57,9 / 25,5	33,7 / 22,7	84,6 / 66,4	79,2
Efluente Filtro - Cianobactérias (%)	Transpasse /24,6	6,9 / 6,7	Transp. / Transp.	75,9
Efluente Flotador - Microalgas (%)	100 / 93,3	100 /99,6	100 / 100	100
Efluente Filtro - Microalgas (%)	Transpasse / 100	ND / 100	ND / ND	ND
Remoção Total de Cianobactérias (entre a água bruta e a filtrada) (%)	31,6 / 43,8	38,3 / 27,9	66,2 / 56,2	95,0
Remoção Total de Microalgas (entre a água bruta e a filtrada) (%)	90,7 / 100	100 / 100	100 / 100	ND

A FAD demonstrou ser eficiente na remoção das microalgas, porque as maiores remoções em termos percentuais foram obtidas para a água flocluada com sulfato de alumínio, sem polímero e a água ozoflotada, embora os valores percentuais no efluente do flotador, em todos os tipos de águas variaram de 93,3% para a flotação da água bruta até as demais, com 100% de remoção de microalgas. Da mesma forma, a filtração do efluente flotado da água bruta, apresentou transpasse de células das microalgas *Aulacoseira sp* e outros organismos da ordem *Peridinales*. Também a FAD demonstrou eficiência na remoção das cianobactérias, apresentando em termos percentuais os índices de 86,4 e 66,4%, para as águas flocludas com sulfato de alumínio, sem adição de polímero e 79,2% de remoção dos filamentos de cianobactérias, para a água ozoflotada. Na filtração dos efluentes flotados, a água flocluada com sulfato, sem polímero, apresentou transpasse de filamentos de *C. raciborskii* na ordem $5,81E+04$ Fil/mL e a água ozoflotada se destacou apresentando transpasse menor na ordem de $7,53E+03$ Fil/mL de *C. raciborskii*, conforme visualizado na Tabela 14.

Comparando a remoção total do fitoplâncton entre a água bruta e filtrada, a ozoflotação seguida de filtração demonstrou ser a composição que mais se destacou na remoção total de filamentos de cianobactérias, apresentando um índice de remoção de 95% e foi também efetiva na remoção das microalgas. A FAD, seguida de filtração rápida, vem sendo uma das opções relatadas na literatura como a mais recomendada, para remoção de algas, o que, associado ao poder oxidante do ozônio, demonstrou ser mais efetivo.

Os índices percentuais não traduzem as quantidades de filamentos de cianobactérias e microalgas removidas em cada tipo de água flotada na FAD. Dessa forma, a Tabela 14 apresenta o quantitativo de filamentos das cianobactérias e células de microalgas remanescentes das etapas de flotação e filtração.

TABELA 14 – Concentração de cianobactérias e microalgas no FAD por tipo de água.

TIPO DE ÁGUA	A. Bruta Flotada	A. Flocculada s/ polímero.	A. Flocculada c/ polímero.	OzoFlotada
ÁGUA BRUTA Cianobactérias (Fil/mL)	1,43E+05 1,33E+05	1,22E+05 1,71E+05	1,33E+05	1,50E+05
Efluente Flotador - Cianobactérias (Fil/mL)	6,00E+04 9,92E+04	1,88E+04 5,75E+04	8,83E+04 1,03E+05	3,13E+04
Efluente Filtro - Cianobactérias (Fil/mL)	9,75E+04 7,49E+04	4,13E+04 7,50E+04	8,22E+04 9,61E+04	7,53E+03
ÁGUA BRUTA Microalgas (Cels/mL)	2,36E+02 1,58E+04	2,34E+02 7,93E+02	1,58E+04	2,12E+02
Efluente Flotador - Microalgas (Cels/mL)	ND 1,06E+03	ND ND	ND 6,20E+01	ND
Efluente Filtro - Microalgas (Cels/mL)	2,20E+01 ND	ND ND	ND ND	ND

A água flocculada com adição de polímero promoveu um transpasse de filamentos pequenos de *C. raciborskii* no efluente do filtro na ordem de 8,22E+04 e 9,61E+04 contra 4,13E+04 e 7,50E+04 da água flocculada sem adição de polímero. Pode-se também observar a presença de filamentos pequenos de *C. raciborskii* nos efluentes filtrados, demonstrando a necessidade da utilização de um oxidante, pois a água flocculada e ozoflotada apresentou melhor desempenho na remoção dos filamentos de cianobactérias e das microalgas na flotação e filtração do efluente do flotador.

5.3.5 Aspectos físicos e químicos na flotação, filtração e duração das carreiras filtrantes com água bruta

A água bruta, quando submetida à FAD, demonstrou não ser efetiva na remoção de cor e turbidez, conforme detalha a Tabela 15, produzindo, para ambas as carreiras, um baixo índice de remoção de cor e turbidez. Quando foi submetida à filtração, apresentou, além de baixo índice de remoção de cor e turbidez, um acréscimo de turbidez, quando comparado com o efluente do flotador. O que justifica o baixo índice na C-4 é a presença de filamentos pequenos de cianobactéria da espécie *C. raciborskii* fragmentados pela flotação e filtração. O aumento do número de partículas interfere na medida de turbidez e os resultados de cor aqui descritos referem-se à cor aparente: a cor verdadeira não foi efetuada. As características físicas e químicas de qualidade estão descritas na Tabela 16 e no apêndice A.

TABELA 15 – (%) Remoção em cor e turbidez no FAD e na filtração com água bruta

Carreira Data	Efluente do flotor (média)		Efluente do filtro (média)	
	Turbidez (uT)	Cor apar. (uH)	Turbidez (uT)	Cor apar. (uH)
C-4 (14/07/07)	17,4 %	17,6 %	-4,6 %	4,4 %
C-15 (10/11/07)	5,2 %	18,2 %	19,4 %	20,0 %

TABELA 16 – Valores dos parâmetros da água durante a FAD e na filtração com água bruta sem coagulação.

Carreira Data	Água bruta (média)			Efluente do flotor (média)			Efluente do filtro (média)			Duração da carreira (h)	
	pH	Turbidez (uT)	Cor apar. (uH)	pH	Turbidez (uT)	Cor apar. (uH)	pH	Turbidez (uT)	Cor apar. (uH)	100 cm	150 cm
C-4 (14/07/06)	6,8 (6,56<7,04)	6,04 (5,48<6,83)	80 (71<85)	6,74 (6,45<7,03)	4,99 (4,39<5,47)	68 (63<73)	6,50 (6,27<6,73)	5,22 (3,25<5,97)	65 (39<76)	12	* 19,2
C-15 (10/11/06)	6,75 (6,70<6,80)	7,73 (7,17<8,29)	55 (50<60)	6,89 (6,52<7,08)	7,33 (6,35<8,48)	45 (40<50)	6,69 (6,39<6,83)	5,91 (4,52<7,57)	36 (20<50)	14	* 23,2

* Valor estimado.

A avaliação da duração da carreira de filtração foi efetuada a partir de 1 hora da operação até a perda de carga de 100 cm, sendo estimado para 150 cm, através da equação de regressão presente da curva gerada pelo aplicativo EXCEL/Windows. Os resultados de duração das carreiras filtrantes e a perda de carga podem ser mais bem visualizados na Figura 27. As planilhas de acompanhamento das carreiras de filtração estão no apêndice A.

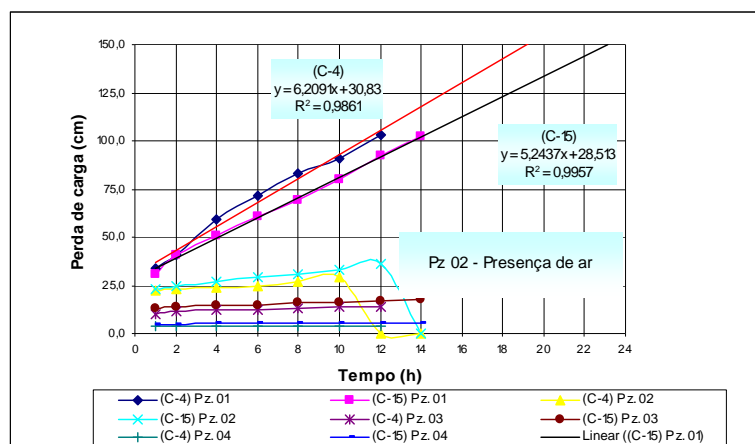


FIGURA 27 – Perda de carga no leito filtrante com água bruta flotada (C-4 e 15).

O efluente da flotação por ar dissolvido (FAD), da água bruta, seguido de filtração descendente, apresentou, para as carreiras filtrantes C-4 e C-15, uma duração de 12 e 14 horas, respectivamente, para 100 cm de perda de carga e estimada em 19,2 e 23,2 horas para atingir 150 cm. O piezômetro de número 2 apresentava presença de ar no filtro, a partir das 10 e 12 horas de operação para ambas as carreiras, à medida que atingia uma perda de carga

próxima de 100 cm nos piezômetros 01. Dessa forma, pode-se afirmar que a filtração ocorreu com um efluente com ar dissolvido, o qual, junto com as cianobactérias e microalgas, contribuíram para colmatação do meio filtrante. Os demais piezômetros sofreram pouca influência do ar dissolvido até aproximadamente 100 cm de perda carga, indicando que o ar acumulava-se principalmente na primeira camada filtrante, ou seja, no início da filtração. Era de se esperar que o ar também influenciasse os demais piezômetros no leito filtrante se fosse dada continuidade à carreira.

5.3.6 Aspectos físicos e químicos na flotação, filtração e duração das carreiras filtrantes da água floculada sem adição de polímero

Os aspectos físicos e químicos da água floculada com 25 mg/L de sulfato de alumínio, sem adição de polímero, quando submetida à flotação no FAD, demonstrou, para a flotação, uma remoção média em cor aparente na faixa de 68,7 a 75,6 %, produzindo um efluente na faixa de 20 a 24 uH e também para a turbidez apresentou uma remoção média na faixa 42,2 a 69%, produzindo um efluente na faixa 1,80 a 3,27 uT, para as carreiras filtrantes. Quando submetida à filtração, apresentou para a turbidez uma remoção média entre 18,1 a 52,9%, ao comparar-se com o efluente do flotador, produzindo um efluente filtrado com cor entre 11 a 18 uH e turbidez na faixa de 1,01 a 1,99 uT, o que é devido ao transpasse de partículas e filamentos pequenos de cianobactéria da espécie *C. raciborskii* fragmentados pela flotação e filtração. As características físicas e químicas de qualidade analisadas estão descritas nas Tabelas 17 e 18 e no apêndice A.

TABELA 17 – Valores dos parâmetros da água durante a FAD e na filtração com água floculada (25 mg/L de sulfato de alumínio) e sem adição de polímero

Carreira Data	Água bruta (média)			Efluente do flotador (média)			Efluente do filtro (média)			Duração da carreira (h)	
	pH	Turbidez (uT)	Cor apar. (uH)	pH	Turbidez (uT)	Cor apar. (uH)	pH	Turbidez (uT)	Cor apar. (uH)	100 cm	150 cm
C-3 (25/06/06)	6,65	5,80	80	5,98 (5,76<6,28)	1,80 (1,57<2,55)	24 (15<30)	5,88 (5,76<6,24)	1,01 (0,70<1,58)	11 (6<17)	8,2	*13,4
C-5 (15/07/06)	6,52 (6,45<6,60)	5,66 (5,52<5,84)	82 (73<88)	5,22 (4,67<5,91)	3,27 (2,09<3,95)	20 (12<36)	5,55 (4,82<5,92)	1,54 (1,11<2,20)	18 (7<21)	4,0	*9,3
C-6 (11/08/06)	6,48 (6,28<6,70)	6,59 (5,37<7,31)	67 (65<70)	5,58 (5,37<5,80)	2,43 (2,02<2,93)	21 (16<26)	5,67 (5,32<5,94)	1,99 (1,51<2,28)	15 (11<19)	9,5	*15,6

* Valor estimado.

TABELA 18 – (%) Remoção de cor e turbidez no FAD e filtro com água floculada (25 mg/L de sulfato de alumínio) e sem adição de polímero

Carreira Data	Efluente do flotador (média)		Efluente do filtro (média)	
	Turbidez (%)	Cor apar. (%)	Turbidez (%)	Cor apar. (%)
C-3 (25/06/06)	69,0 %	70,0 %	43,9 %	54,2 %
C-5 (15/07/06)	42,2 %	75,6 %	52,9 %	10,0 %
C-6 (11/08/06)	63,1 %	68,7 %	18,1 %	28,6 %

Os resultados de duração da carreira e a perda de carga hidráulica podem ser visualizados na Figura 28, e as planilhas de acompanhamento das carreiras de filtração estão no apêndice A.

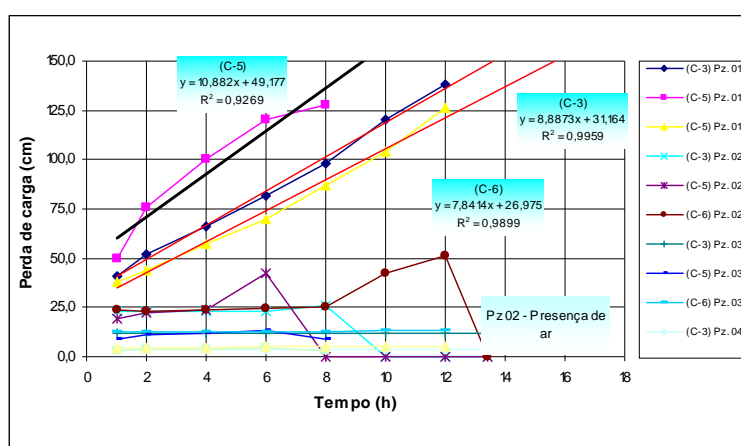


FIGURA 28 – Perda de carga no leito filtrante com água floculada sem polímero (C-3/5/6).

O efluente da flotação por ar dissolvido da água floculada com 25 mg/L de sulfato de alumínio, seguido de filtração descendente, apresentou às carreiras filtrantes uma duração de 8,2 / 4,0 e 9,5 horas para 100 cm de perda de carga hidráulica nos piezômetros 1 e estimada em 13,4 / 9,3 e 15,6 horas para atingir 150 cm. Já o piezômetro de número 2 apresentou presença de ar no filtro, à medida que atingia a perda de carga hidráulica no piezômetro 1, próximo de 120 cm. Assim, pode-se afirmar que a filtração também ocorreu com um efluente flotado rico com ar dissolvido, prejudicando a filtração, criando pequenos bolsões de ar no meio filtrante. É interessante ressaltar que a C-5 foi atípica, haja vista que apresentou uma redução da perda de carga nos piezômetros 03 e 04 após atingir 100 cm de perda de carga hidráulica, o que indicou um esforço maior do fluxo abaixo da camada carregada de ar, devido ao sifonamento do efluente do filtro.

5.3.6.1 Aspectos físicos e químicos na flotação, filtração e duração das carreiras filtrantes da água floculada com adição de polímero

Os aspectos físicos e químicos da água floculada com 25 mg/L de sulfato de alumínio e adição de 1,0 mg/L de polímero, quando submetida à flotação no FAD, demonstraram para a flotação uma remoção média em cor aparente na faixa de 81,3 a 91,7 %, produzindo um efluente na faixa de 5 a 11 uH e também, para a turbidez, apresentou uma remoção média na faixa 68,8 a 69,8%, produzindo um efluente na faixa 2,25 a 2,52 uT, para as carreiras filtrantes. Quando submetida à filtração, apresentou para a turbidez uma remoção média entre 37,8 a 41,3%, se comparado com o efluente do flotador, produzindo um efluente filtrado com cor entre 2 a 4 uH e turbidez na faixa de 1,40 a 1,48 uT, o que é devido ao transpasse de partículas e filamentos pequenos de cianobactéria da espécie *C. raciborskii*, fragmentados pela flotação e filtração. As características físicas e químicas de qualidade analisadas estão descritas nas Tabelas 19 e 20 e no apêndice A.

TABELA 19 – Valores dos parâmetros da água durante a FAD e na filtração com água floculada (25 mg/L sulfato de alumínio) e com adição de 1,0 mg/L de polímero

Carreira Data	Água bruta (média)			Efluente do flotador (média)			Efluente do filtro (média)			Duração da carreira (h)	
	pH	Turbidez (uT)	Cor apar. (uH)	pH	Turbidez (uT)	Cor apar. (uH)	pH	Turbidez (uT)	Cor apar. (uH)	100 cm	150 cm
C-16 11/11/06	6,91 (6,90<6,91)	7,22 (5,61<8,83)	60	5,84 (5,64<5,92)	2,25 (1,61<2,66)	11 (10<15)	5,94 (5,76<6,04)	1,40 (1,04<1,94)	4 (2<5)	6,5	*10,1
C-17 15/11/06	6,79	8,35	60	5,74 (5,58<5,87)	2,52 (1,77<3,81)	5 (5<5)	5,88 (5,79<6,00)	1,48 (1,27<1,56)	2 (2<2)	7,0	10,5

* Valor estimado.

TABELA 20 – (%) Remoção de cor e turbidez no FAD e na filtração com água floculada com 25 mg/L sulfato de alumínio e com adição de 1,0 mg/L de polímero

Carreira Data	Efluente do flotador (média)		Efluente do filtro (média)	
	Turbidez (%)	Cor apar. (%)	Turbidez (%)	Cor apar. (%)
C-16 11/11/06	68,8	81,3	37,8	64,3
C-17 15/11/06	69,8	91,7	41,3	60,0

Os resultados de duração da carreira e a perda de carga hidráulica podem ser visualizados na Figura 29, e as planilhas de acompanhamento das carreiras de filtração estão no apêndice A.

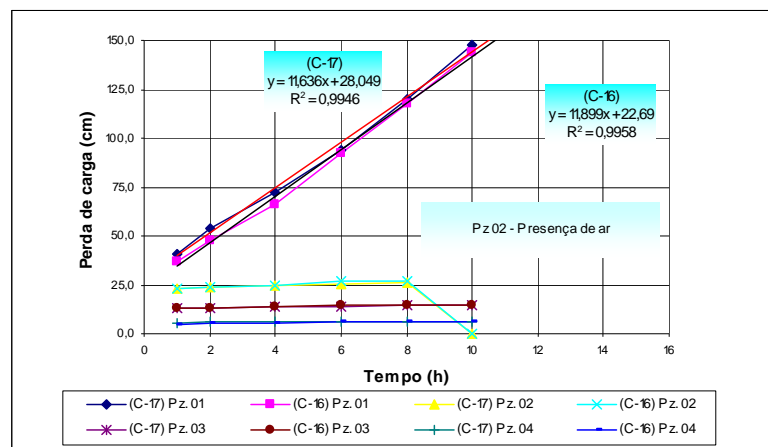


FIGURA 29 – Perda de carga no leito filtrante com água floculada c/ polímero (C-16 e 17).

O efluente da flotação por ar dissolvido (FAD) da água floculada com sulfato de alumínio e aplicado 1,0 mg/L de polímero, seguido de filtração descendente, apresentou às carreiras filtrantes, uma duração de 6,5 e 7,0 horas para 100 cm de perda de carga e 10,1 e 10,5 horas para atingir 150 cm, sendo o valor 10,5 horas de duração estimado para a carreira C-17. Da mesma forma que os ensaios anteriores, o piezômetro de número 2 apresentou presença de ar no filtro, à medida que atingia a perda de carga de 120 cm, prejudicando o desempenho do filtro e reduzindo a carreira de filtração.

5.3.7 Aspectos físicos e químicos na flotação, filtração da água ozoflotada

Os aspectos físicos e químicos da água floculada com 25 mg/L de sulfato de alumínio e sem adição de polímero, quando submetida à ozoflotação com as concentrações de 3,7 e 4,1 mg/L de ozônio na FAD, demonstrou, para a flotação, uma remoção média em cor aparente na faixa de 94,0 a 95,0%, produzindo um efluente médio de 3 uH e também para a turbidez apresentou uma remoção média na faixa 87,1 a 84,4%, produzindo um efluente na faixa 0,96 a 0,99 uT, para as carreiras filtrantes. Quando submetida à filtração, apresentou para a turbidez uma remoção média entre 32,3 a 33,3%, quando comparado com o efluente do flotor, produzindo um efluente filtrado com < 1 uH de cor e turbidez na faixa de 0,64 a 0,67 uT. As características físicas e químicas de qualidade analisadas estão descritas nas Tabelas 21 e 22 e no apêndice A.

TABELA 21 – Valores dos parâmetros da água durante a FAD na filtração com água floculada (25 mg/L de sulfato de alumínio) e ozoflotada com 3,7 e 4,1 mg/L de ozônio.

Carreira Data	Água bruta (média)			Efluente do flotador (média)			Efluente do filtro (média)			Duração da carreira (h)	
	pH	Turbidez (uT)	Cor apar. (uH)	pH	Turbidez (uT)	Cor apar. (uH)	pH	Turbidez (uT)	Cor apar. (uH)	100 cm	150 cm
C-20 (10/12/06)	7,07	7,44	60	5,55 (5,32<5,74)	0,96 (0,71<1,48)	3 (1<5)	5,60 (5,40<5,80)	0,64 (0,38<1,06)	< 1 (°)	6,4	*10,0
C-21 (18/12/06)	6,96	6,35	50	5,65 (5,52<5,72)	0,99 (0,84<1,35)	2 (2<5)	5,74 (5,60<5,80)	0,67 (0,35<1,10)	< 1 (°)	7,0	*11,1

° Valor médio até a perda de carga hidráulica de 100 cm (sem considerar os expurgos de ar).

* Valor estimado até a perda de carga hidráulica de 150 cm (sem considerar os expurgos de ar).

TABELA 22 – (%) Remoção de cor e turbidez no FAD e na filtração com água floculada com 25 mg/L sulfato de alumínio e ozoflotada com 3,7 e 4,1 mg/L de ozônio

Carreira Data	Efluente do flotador (média)		Efluente do filtro (média)	
	Turbidez (%)	Cor apar. (%)	Turbidez (%)	Cor apar. (%)
C-20 10/12/06	87,1	95,0	33,3	75
C-21 18/12/06	84,4	94,0	32,3	83

Os resultados de duração da carreira e a perda de carga hidráulica podem ser visualizados na Figura 30 e as planilhas de acompanhamento das carreiras de filtração estão no apêndice A. O efluente da flotação por ar dissolvido da água floculada com sulfato de alumínio e ozoflotada, seguido de filtração descendente apresentou às carreiras filtrantes uma duração de 6,4 e 7,0 horas para 100 cm de perda de carga e estimada em 10,0 e 11,1 horas para atingir 150 cm, conforme apresenta a Figura 31.

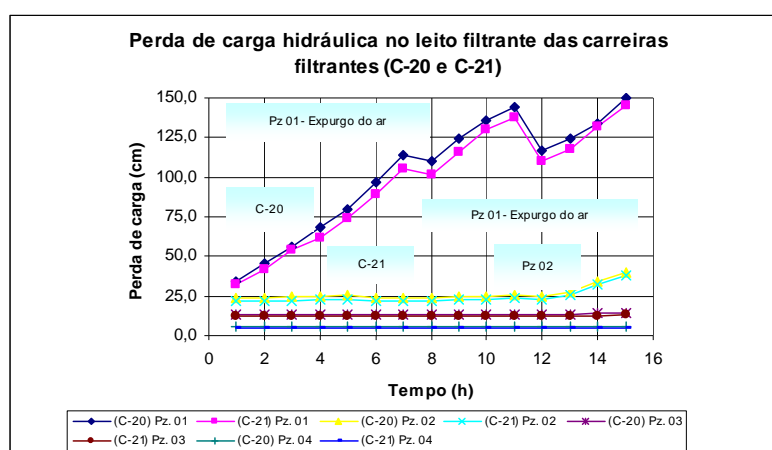


FIGURA 30 – Perda de carga no leito filtrante com água floculada e ozoflotada (20 e 21).

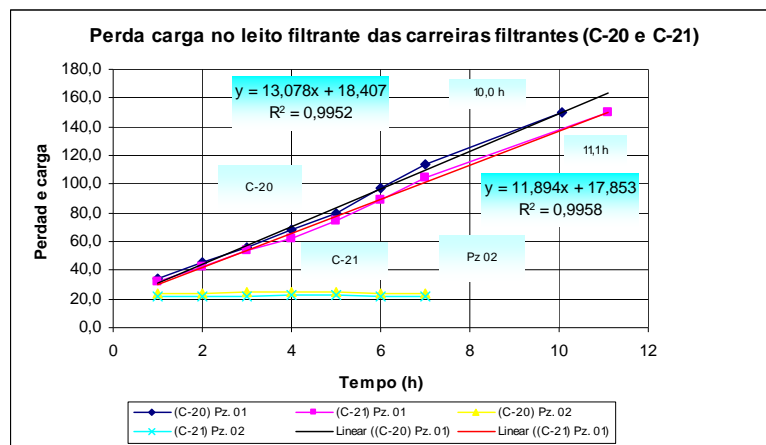


FIGURA 31 – Estimativa da duração das carreiras filtrantes C-20 e C-21.

A fim de minimizar o efeito do ar na camada filtrante, à medida que o piezômetro de número 2 apresentava presença de ar, o piezômetro 1 atingia a perda e carga hidráulica de 120 cm. Fechou-se, então, o registro de saída do efluente do filtro, permitindo o expurgo do ar, podendo ser observado o borbulhamento e o revolvimento da camada superior do filtro e, após o expurgo, colocou-se o filtro novamente em marcha, efetuando a leitura dos piezômetros a cada hora, até atingir 150 cm de perda e carga hidráulica. Esse procedimento foi repetido por 2 vezes em cada carreira filtrante, conforme detalha a Figura 30. Dessa forma, a carreira filtrante foi prolongada de 10 e 11,1 horas para 15,0 e 15,5 horas respectivamente, ocasionando um ganho de 5 e 4,4 horas nestas carreiras, se comparado com o valor estimado para a perda de carga de 150 cm. A filtração também ocorreu com um efluente flotado rico com ar dissolvido e, sem esse problema, certamente a água filtrada apresentaria resultados de qualidade ainda melhores. O ar dissolvido no efluente do filtro pode mais bem visualizado na Figura 32, quando comparado com o efluente sem agitação.



FIGURA 32 – Imagem do ar no efluente filtrado da água ozoflotada. Da esquerda para a direita: 1ª Imagem – Efluente filtrado; 2ª Imagem – Efluente filtrado sob agitação.

5.3.8 Avaliação comparativa dos aspectos físicos e químicos na flotação, ozoflotação e filtração

Em uma análise comparativa dos aspectos físicos e químicos na flotação e filtração, observou-se que, tanto as seqüências de tratamento efetuadas dentro do mesmo mês como as efetuadas em meses subseqüentes, mantêm valores percentuais médios de remoção próximos, com exceção da água bruta flotada, pois, no mês de novembro, apresentou uma remoção de 5,2%, conforme demonstra a Tabela 23.

TABELA 23 – Índice (%) de remoção em cor e turbidez no flotador (FAD) para tipo de água.

A. Bruta Flotada		A. Floclada s/ pol.		A. Floclada c/ pol.		OzoFlotada	
Turb.	Cor apar.	Turb.	Cor apar.	Turb.	Cor apar.	Turb.	Cor apar.
17,4%	17,6%	69,0%	70,0%	68,8%	81,3%	87,1%	95,0%
5,2%	18,2%	42,2%	75,6%	69,8%	91,7%	84,4%	94,0%
		63,1%	68,7%				
C-4 (14/07/07)		C-3 (25/06/06)		C-16 (11/11/06)		C-20 (10/12/06)	
C-15 (10/11/07)		C-5 (15/07/06)		C-17 (15/11/06)		C-21 (18/12/06)	
		C-6 (11/08/06)					

O efluente ozoflotado apresentou índices elevados, demonstrando que o ozônio foi efetivo na remoção de cor e turbidez. Foi observada uma mudança não significativa na qualidade do efluente filtrado, quando efetuada a operação de expurgo do ar, devido ao revolvimento do leito superior, mudança súbita da taxa de filtração e tamanho das bolhas que já não são mais micro bolhas, mas que, após a estabilização da taxa, voltam à normalidade. Após 14 horas, no fim do segundo expurgo, a turbidez passou para 1,06 e 1,35 uT, com aumento da cor para 10 e 11 uH, respectivamente, quando o piezômetro 01 atingiu 134 cm de perda de carga hidráulica.

O polímero auxiliou na melhoria da qualidade do efluente flotado, quando comparado com o efluente somente floclado com sulfato de alumínio, mas, por formar flocos visivelmente maiores, são propícios a se fragmentarem. Para esse caso, é preciso determinar um gradiente ideal, que não produza um floco volumoso, mas que envolva mais os filamentos menores de cianobactérias, sem quebrá-los durante a flotação, pois, segundo Camp e Stein, (1943, *apud* RICHTER, 1999), quanto maior o gradiente de velocidade G, menor é o diâmetro do floco e maior será sua densidade.

Os efluentes do flotor e do filtro apresentaram teores de íons alumínio, ferro e manganês abaixo do permitido pela port. 518/2004, obtendo um valor mínimo de 0,03 e um máximo de 0,08 mg/L para o íon Al^{+++} e para o íon Fe^{++} o máximo de 0,04 mg/L. Para os efluentes filtrados, o valor mínimo de 0,02 mg/L, um máximo de 0,05 mg/L para o íon Al^{+++} e um valor máximo de 0,03 mg/L para o íon Fe^{++} . Na ozoflotação foi mantido um residual máximo em ozônio de 0,03 mg/L, conforme apresenta a Tabela 24. Também o pH de coagulação foi mantido na faixa de 5,22 a 5,94.

TABELA 24 – Resumo da concentração (mg/L) de íons Fe, Mn e Al residual.

	ENSAIO	(mg/L)	EFLUENTE DO FLOTADOR	EFLUENTE DO FILTRO
A. Bruta	C-4 (14/07/07)	Fe	0,00	0,00
		Mn	0,00	0,00
		pH	6,74	6,50
	C-15 (10/11/07)	Fe	0,00	0,00
		Mn	0,00	0,00
		pH	6,89	6,69
A. Floculada s/ pol.	C-5 (15/07/06)	Al (residual)	0,07	0,05
		Fe	0,02	0,02
		Mn	0,00	0,00
		pH	5,22	5,55
	C-6 (11/8/2006)	Al (residual)	0,06	0,02
		Fe	0,02	0,01
		Mn	0,00	0,00
		pH	5,58	5,67
A. Floculada c/ pol.	C-16 (11/11/06)	Al (residual)	0,06	0,04
		Fe	0,04	0,03
		Mn	0,00	0,00
		pH	5,84	5,94
	C-17 (15/11/06)	Al (residual)	0,08	0,04
		Fe	0,02	0,01
		Mn	0,02	0,00
		pH	5,74	5,88
A. OzoFlotada	C-20 (10/12/06)	Al (residual)	0,04	0,04
		Fe	0,00	0,02
		Mn	0,00	0,00
		Ozônio	0,03	0,00
		pH	5,55	5,60
	C-21 (18/12/06)	Al (residual)	0,03	0,03
		Mn	0,00	0,01
		Fe	0,00	0,00
		Ozônio	0,02	0,00
		pH	5,65	5,74

5.3.9 Avaliação comparativa das carreiras filtrantes na flotação, ozoflotação

Efetuada uma análise comparativa da duração das carreiras de filtração, para uma perda de carga de 100 cm, os resultados obtidos reforçam que as filtrações de água eutrofizada produzem carreiras filtrantes reduzidas, pois apresentaram uma duração média de 6,4 a 9,5 horas, nas águas flotada e ozonizada, respectivamente. Tendo em vista que todas as carreiras filtrantes estiveram submetidas às mesmas condições, observou-se que o ar dissolvido, as partículas sólidas com sulfato de alumínio e o polímero associado ao fitoplâncton influenciaram na duração das carreiras filtrantes. Os resultados obtidos reforçam que as filtrações de água eutrofizada produzem carreiras filtrantes reduzidas, de acordo com a Tabela 25.

TABELA 25 – Resumo da duração das carreiras filtrantes por tipo de efluente.

A. Bruta Flotada		A. Flokulada s/ pol.		A. Flokulada c/ pol.		OzoFlotada		
100 cm	150 cm	100 cm	150 cm	100 cm	150 cm	100 cm	150 cm	150 cm
12,0	*19,2	8,2	13,4	7,0	* 10,5	6,4	* 10,0	° 15,0
14,0	*23,2	9,5	*15,6	6,5	10,1	7,5	* 11,1	° 15,5
13,7 h	21,2 h	8,9h	14,5 h	6,7h	10,3 h	6,9 h	*10,5 h	° 15,2h

° Valores médios até a perda de carga hidráulica de 150 cm com os expurgos de ar.

* Valores estimados.

A ozoflotação produziu uma duração de carreira filtrante inferior a da (FAD) com sulfato de alumínio, com duração média de 6,9 horas para uma perda de carga hidráulica de 100 cm e foi prolongada para 15,2 horas em média, quando atingiu a perda de carga de 150 cm, retirando o ar dissolvido presente no efluente do flotador, com manobra de registro. Nesse contexto, o ar dissolvido exerce resistência e a retirada do ar dissolvido incrementou, em média, a carreira filtrante estimada da água ozoflotada em 44,7%. Aplicando esse índice na duração média da carreira filtrante estimada em 14,5 horas, da água flokulada com sulfato de alumínio na FAD, tem-se uma duração média estimada de 21 horas, para uma perda de carga de 150cm. É interessante salientar que a manobra de remoção do ar através de bloqueio de registro não é adequada, pois influencia em fatores já mencionados. É necessário implantar dispositivos para remoção do ar dissolvido, sempre que for prevista a filtração de efluente flotado por ar dissolvido. O estudo da influência dos bolsões de ar na filtração merece um aprofundamento maior, uma vez que não há trabalhos publicados avaliando esse grau de influência.

5.3.10 Cianotoxinas na água bruta e no efluente filtrado da ozoflotação

Foi também objetivo deste trabalho, identificar a presença da saxitoxina total (intra e extracelular), através da inibição da enzima acetilcolinesterase baseado na sua estrutura molecular “carbamato” que são compostos anticolinesterásicos e possuem a propriedade química de serem neurotóxicas. Os carbamatos e as cianotoxinas denominadas de anatoxina-a, anatoxina-a(s) e cilindrospermopsina possuem a propriedade química de inibir a enzima acetilcolinesterase, sendo de muita valia para efetuar com rapidez a resposta operacional quando da presença dessa toxina solubilizada na água e nas células das cianobactérias.

Os dados do monitoramento da água bruta e filtrada apresentados pela Tabela 26 resultaram em valores de inibição menores que 10%, significando que as inibições encontradas estavam abaixo do limite de detecção do método, sendo este limite 10 ppb em equivalentes de metil paration, o que produz inibições de 18 a 20% na enzima. Nas últimas análises aumentou-se o volume de extração para 40 mL para concentrar mais os resíduos, caso estivessem presentes, o que permitiria detectar concentrações de 5 ppb, que produziria uma inibição de pelo menos 15%. As inibições encontradas na água bruta e filtradas foram abaixo de 10%, indicando que as amostras estão em conformidade com a portaria MS - 518/2004, ou seja, não estavam presentes as substâncias neurotóxicas inibidora da enzima acetilcolinesterase.

TABELA 26 – O monitoramento enzimático da água bruta e filtrada.

Ponto amostral	Data	Solúveis em Água (a)		Solúveis em Diclorometano (b)		ORGANOFOSFORADOS E CARBAMATOS TOTAIS	
		Inibição Acetilc.	Equiv. M. Paration	Inibição Acetilc.	Equiv. M. Paration	Inibição Acetilc.	Equiv. Metil Paration
		%	µg/L	%	µg/L	%	µg/L
Água bruta	9-jun-06	0	<10,0	0	<10,0	0	<10 ppb
Água bruta	9-jul-06	0	<10,0	0	<10,0	0	<10 ppb
Água bruta	11-ago-06	0	<10,0	<10,0	<10,0	0	<10 ppb
Água bruta	18-ago-06	0	<10,0	<10,0	<10,0	2	<10 ppb
Água bruta	18-dez-06	0	<5,0	0	<5,0	0	<5,0
E. filtrado	11-ago-06	0	<10,0	0	<10,0	0	<10 ppb
E. filtrado	18-ago-06	0	<10,0	0	<10,0	0	<10 ppb
* E. filtrado	10-dez-06	0	<5,0	0	<5,0	0	<5,0
* E. filtrado	18-dez-06	0	<5,0	0	<5,0	0	<5,0

* Efluente do flotador com água floculada e ozonizada.

A utilização do método de inibição enzimática da acetilcolinesterase não demonstrou ser eficiente na quantificação da saxitoxina total (intra e extracelular), necessita estudos de extração e curvas de inibição específicas para as cianotoxinas, saxitoxina e

cilindrospermopsina, para então aplicar a metodologia. Conforme podem apontar os resultados dos ensaios cromatográficos presentes na Tabela 5, as cianotoxinas se apresentaram de forma irregular na água bruta. A saxitoxina extracelular foi observada nos meses de novembro e dezembro de 2006 e, após esse período, com o restabelecimento das chuvas, as cianotoxinas extracelulares não foram mais encontradas na água da Lagoa do Peri. Na verificação da presença de cianotoxinas, devido à lise das células durante o processo de ozoflotação, foram efetuados 2 ensaios cromatográficos com o efluente filtrado, obtendo-se os resultados citados na Tabela 27.

TABELA 27 – Caracterização de cianotoxinas no efluente do filtro da ozoflotação.

Ensaio Ozoflotação	Data	STX – SaxItoxina (Totais)	MYC – Microcistina
C-20 - filtrada	10-dez-06	ND	ND
C-21- filtrada	18-dez-06	ND	ND

Ficou evidenciado que não houve a liberação de cianotoxina por lise das células, pois, com a dosagem elevada de ozônio, era uma possibilidade desta ocorrer no efluente filtrado e a água bruta não apresentou cianotoxina extracelular. Uma vez que a remoção de filamentos no flotor foi elevada, também não se pode descartar a ação oxidativa do ozônio nas cianotoxinas.

6 CONCLUSÃO

O estudo sobre a aplicação da ozoflotação na água da Lagoa do Peri, da forma como foi desenvolvido no presente trabalho, compreendendo os meses de julho a dezembro de 2006, permite a formulação de alguns resultados conclusivos em relação a sua utilização no tratamento de águas eutrofizadas.

A água da Lagoa do Peri apresentou no período de estudo, como característica predominante no fitoplâncton da água da bruta, as cianobactérias das espécies *C. raciborskii*, *Pseudanabaena sp* e *Planktolytnbya sp*, as quais estão associadas ao aparecimento das cianotoxinas extracelulares: a microcistina e a saxitoxina.

As tecnologias de FADO e FAD, com água previamente floculada, foram efetivas no tratamento das microalgas, apresentando uma remoção de 100%. A FADO destacou-se na remoção de cianobactérias, apresentando os índices de 79,2% e 95% de remoção geral do fitoplâncton, quando feita a comparação entre a água bruta e o efluente do filtro, demonstrando que o ozônio auxiliou na remoção de cianobactérias, em que, para a espécie *C. raciborskii*, a retenção foi maior, transpassando $7,53E+03$ Fil./mL.

O ozônio atuou no tratamento da cor aparente, produzindo um efluente flotado com 3 uH em média e índices de remoção entre 94% e 95% e, para a turbidez, apresentou uma remoção entre 84% e 87%, com 0,96 a 0,99 uT. Produziu um efluente filtrado < 1 uH para cor aparente, 0,64 a 0,67 uT para a turbidez, um valor máximo de 0,05 mg/L para o íon Al e um valor máximo de 0,035 mg/L para o íon Fe, o que está abaixo do limite máximo permitido pela port. 518/2004.

O ar dissolvido nos efluentes ozoflotado e flotado exerceu resistência à filtração, reduzindo as carreiras filtrantes. Dessa forma, o efluente da FADO apresentou, para uma perda de carga de 150 cm, uma carreira filtrante estimada em 10,5 h e a retirada do ar dissolvido presente no efluente incrementou em 44,7% a sua carreira filtrante, passando para 15, 2 h, para mesma perda de carga. Na filtração, em todos os tipos de água, observou-se a retenção de ar na camada filtrante, a partir de 100 cm da perda de carga hidráulica.

A utilização do método de inibição enzimática da acetilcolinesterase não demonstrou ser eficiente na identificação da saxitoxina total (intra e extracelular). Tanto a água bruta como o efluente filtrado da FADO resultaram em valores de inibição enzimática menor que

10%, significando que as inibições encontradas estavam abaixo do limite de detecção do método (10 ppb em equivalentes de metil paration).

A água bruta apresentou as cianotoxinas, microcistina, saxitoxina e a cilindrospermopsina, sendo que a microcistina se fez presente em todo o período, na concentração máxima de 0,56 µg/L, a saxitoxina na concentração máxima de 24,1 - STX e a cilindrospermopsina, na forma intracelular, na concentração de 0,51 µg/L. No efluente filtrado da ozoflotação evidenciou-se ausência de cianotoxinas extracelulares, quando aplicado as concentrações de 3,7 e 4,1 mg/L de ozônio, ou seja, o efluente ficou dentro dos valores permissíveis da port. 518/2004.

6.1 CONSIDERAÇÕES

Os resultados obtidos demonstraram que a FADO se apresentou como alternativa para o tratamento da água da Lagoa do Peri, desde que seja removido o ar dissolvido do seu efluente, podendo-se, assim, obter carreiras de filtração maiores, embora não devam ser descartados estudos em sistemas de filtração ascendente.

A identificação e quantificação na água bruta e filtrada da “saxitoxina e microcistina extracelulares” foram dificultadas devido a sua ocorrência irregular. Para trabalhos futuros, será necessária a sua determinação na forma intra e extracelular em amostras concentradas, com um monitoramento semanal. A avaliação da presença das cianotoxinas por lise celular não foi conclusiva devido às baixas concentrações de toxinas na água bruta, pois esta ficou sujeita às variáveis climáticas, sendo, então, necessária a concentração das amostras para a análise da fração intracelular e extracelular.

BIBLIOGRAFIA

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR – 12.216**: projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público, procedimento. Rio de Janeiro, Brasil, 1992.

_____. **Referências bibliográficas**: NBR 6023. Rio de Janeiro, ago. 2002.

_____. **Citações em documentos**: NBR 10520. Rio de Janeiro, ago. 2002.

_____. **Trabalhos acadêmicos**: NBR 14724. Rio de Janeiro, dez. 2005.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standards Methods for the examination of de water and wastewater. 19th Edition. New York, 1995.

AZEVEDO NETTO, J. M. et al. **Técnica de abastecimento e tratamento de água**. 2.ed. São Paulo: CETESB, v. 2, 1977.

AZEVEDO, M.F.O.S. **Toxinas de cianobactérias**: causas e conseqüências para a saúde pública: Núcleo de pesquisas de produtos naturais – CCS – UFRJ. Rio de Janeiro: Medicina On Line, a. 1, n. 3, v. 1, 1998.

BAUMANN, E. R. et al. **Water quality and tratment - a handbook of public water supplies**. 3.ed. USA: The American Water Works Association. Editora McGraw-Hill, 1971.

BEASLEY, V.R. et al. Intoxication in livestock and water fowl. Clinical Toxicology – Veterinary Clinics of North America. **Food Animal Practice**, n. 5, p. 345-361, 1989.

BRADY, J.; MARAIS, G.V.R. Dissolved air (pressure) flotation na evaluatin on inter-relationships between variables and thir optimization for design. **Water S.A**, n. 1 a. 2, p. 57-69, jul. 1975.

BRASIL - Ministério da Saúde. Portaria nº518, de 25 de março de 2004. Diário Oficial da União de 26 de março de 2004, nº 59, seção I: 166 - 176.

BRASIL. FUNASA – MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano**: manual de cianobactérias. Brasília -DF, 2003.

BUHLER et al. Ozone decomposição in water studies by pulse radiolysis: $1.HO_2/O_2$ and HO_3/O_3 as intermediates. **Jour. Phys Chem.** n. 88, p. 2260, 1984.

CARMICHAEL; MAHMOOD, N.A. Paralytic shellfish poisons produced by the freshwater cyanobacterium *Aphanizomenon flos-aquae* NH-5. *Toxicon*, n. 24, p. 175-186, 1986.

_____.; SCHWARTZ, L.D. Preventing livestock deaths from blue-green algae poisoning. **Farmers Bulletin 2275**, Washington, DC: US Dept. of Agriculture, 1984.

_____. et al. Inhibition of protein phosphatase by microcystin and nodularin associated with hepatotoxicity. **J. Cancer Res.Cli.Oncol**, n. 116, p. 609-614, 1990.

_____. Cyanobacteria secondary metabolites: The Cyanotoxins. **Journal of applied Bacteriology**, n. 72, p. 445-459, 1992.

_____. The toxins of Cyanobacteria. **Scientific American**, n. 270, a. 1, p. 78-86, 1994.

CETESB. **Microbiologia ambiental**. São Paulo: CETESB, v. 1, 1992.

CHANG et al. The effect of molecular mass of the organic matter in raw water on the formation of disinfection by products. **Jounal Of Water Suplly**, n. 50, p. 39-45, 2001.

CHILDS, R. et al. Operational experience with the 2300 m³/d pilot plant of the essex water company. Conf. Paper 9, **Water Res. Center**, 1976.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. **Toxic cyanobactéria in water**: aguide to their public health consequences, monitoring and management London. New York: 1999.

DANIEL, L.A. et al. Tratamento de efluentes de fábrica de papel por processos físicos – químicos, empregando flotação por ar dissolvido e ozônio. **Anais... XXVII Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitária e Ambiental**, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, 2000.

DEVLIN, J.P. et al. Anatoxin-a a toxicalkaloid from *Anabaena flos-aquae* NRC-44 the. **Can.J.Chem.** n. 55. p. 1367-1371, 1977.

DI BERNARDO, L. e DANTAS, A. D. **Método e técnicas de tratamento de água**. São Carlos: Editora RiMa 2^a Edição, v II, p 1565, 2005.

DI BERNARDO, L. **Método e técnicas de tratamento de água**. Rio de Janeiro: ABES, v. I e II, 1993.

_____. **Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento**. Rio de Janeiro: ABES, 1995.

_____. Optimización de la flotación para águas coloreadas ó com altas concentraciones de algas. **Anais...** Seminario sobre Optimización de Plantas de Potabilización. Lima, Peru, 29 al 31 de octubre. 1998.

_____. Desinfecção de águas de abastecimento. **Anais...** I Seminário Nacional de Microbiologia Aplicada ao Saneamento. Vitória, ES: p. 46-47, 2000.

_____. Ozonização, coagulação, floculação, flotação e filtração para remoção de algas. **Anais...** XXVII Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitária e Ambiental. Porto Alegre, Rio Grande do Sul. 2000.

DIAPER, E. W. J. A new method of tratment for surface water supllies. **Water e Sewage Work**, p. 117, 1970.

EDZWALD JK, WINGLER BJ. Chemical and physical aspects of dissolved air flotation for the removal of algae. **Journal Water SRT-Aqua**, n. 39, p. 24 35, 1990.

_____. Algae, bubbles, coagulants and dissolved air flotation. **Water Science and Technology**, n. 27, a. 10, p. 67-81, 1993.

FALCONER, I.R. et al.. Using activated carbon to remove toxicity from drinking water containing. Cyanobacterial blooms. **Journal of The American Water Works Association**, n. 81, a. 2, p. 102-5, 1989.

FARIA, M. V. C. **Avaliação de resíduos de pesticidas organofosforados e carbamatos em amostras de água por método enzimático acetilcolinesterase**. Apostila do Curso Técnico ABES – RIO, 2005.

FRANKLIN, C. S.; ELCOMBE, C. R.; VODICNIK, et al. Comparative aspects of the disposition and metabolism of xenobiotics in fish and mammals. **Fed. Proc**, n. 39, p. 3144-3149, 1980.

GARCIA, T. V. **Remoção de algas através da eletroflotação - tratamento eletrolítico seguido de filtração direta no tratamento de água de abastecimento**. Florianópolis: UFSC, 2002.

GEHR, R.; SWARTZ, C.; OFFRINGA, O. Removal of trihalomethane precursors from eutrophic water by dissolved air flotation. **Water Research**, n. 27, a. 1, p. 41-9, 1993.

GLAZE, W. H. Reaction products of ozone: a review. *Environ. Health Perspect.*, n. 69, p. 151, 1986.

GOMELLA, Cyril. Le traitement des eaux par l'ozone. **Centre Belge d'Etude et de Documentation des Eaux**, SETUDE, PARIS, n. 287, 1967.

GRELLMANN, C. **Aspectos da morfologia e da ecologia de *Cylindrospermopsis raciborskii* (*woloszinska*) *seenayya* et *subba raju* e da produção de cianotoxinas na Lagoa do Peri**. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC, Florianópolis, Santa Catarina. Brasil, 2006.

HADDAD, L.M. Organophosphates and others insecticides. In: HADDAD, L.M.; WINCHESTER, J.F. **Clinical management of poisoning and drug overdose**, 2.ed, Philadelphia: WB Saunders Company, 1990.

HANN, H. H. Wastewater treatment. In.: NATO ADVANCED STUDY INSTITUTE ON THE SCIENTIFIC BASIS OF FLOTATION. Cambridge, England: July 5-6, 1982. Proceeding. Ed. By Kennedy J. IVES. The Hague, Martinus Nijhoff, 1984, p.379-415.

HARADA, K.I. et al. Isolation of cylindrospermopsin from cyanobacterium *Umezakia natans* and its screening method. **Toxicon**, n. 32, p. 73, 1994.

_____. Stability of microcystins from cyanobacteria. III: Effect of pH and temperature. **Phycologia**, n. 35, a. 6, p. 83-8, 1996.

HART, J.; FAWELL, JK.; CROLL B. The fate of both intra- and extracellular toxins during drinking water treatment. **Water Supply**, n. 16, p. 611-6, 1998.

HAWSER, et. al. A neurotoxic factor associated with the bloom-forming cyanobacterium *Trichodesmium*. **Toxicon**, n. 29, p. 277-78, 1991.

HIMBERG, K. et al. The effect of water treatment processes on the removal of hepatotoxins from *Microcystis* and *Oscillatoria* cyanobacteria: A laboratory study. **Water Research**, n. 23, a. 8, p. 979-84, 1989.

HUTCHINSON, W.; FOLEY, P. D. Operational and experimental results of direct filtration, **Jour. AWWA**, feb, 1974.

HYDE, R. A. et al. Water clarification by flotation. **Journal American Water Works Association**, Denver, July, p. 343-374, 1977.

_____. Water clarification by flotation – 4. **Water Res. Center**, 1975.

JANSSENS, J.G.; BUEKENS, A. Assessment of process selection for particle removal in surface water treatment. **Journal Water SRT – Aqua**, n. 42, a. 5, p. 279-88, 1993.

_____. Practice of rapid filtration. In: **Proceedings of The IWSA Congress**, Special Subject 11: Rio de Janeiro, 1988.

JONES, G.J.; NEGRI, A.P. Persistence and degradation of cyanobacterial paralytic shellfish poisons (PSPs) in freshwaters. **Water Research**, n. 31, p. 525-33, 1997.

JARDIN, F.J. Metodologia para contagem de cianobactérias em células/mL: um novo desafio para o analista de laboratório. **Nota Técnica**, ABES. v. 7, n. 3, p. 109.11, 2002.

KEIJOLA, A.M. et al. Removal of cyanobacterial toxins in water treatment processes: Laboratory and pilot scale experiments. **Toxicity Assessment International Journal**, n.3 p. 643-56, 1988.

LANGLAIS et al. Ozone In water treatment: application and engineering. **Lewis Publishers**, Inc, Chelsea. 1991, p561.

LAPLANCHE, A. et al., Elimination of *microcystis* cyanobacteria (blue-green algae) by an ozoflotation process: a pilot plant study. **Water Science and Technology**, IWA, v 30, n°8, p. 245-257, 1994.

LAPOLLI, E.M. et al. **Carta dos elementos do meio ambiente: parque da Lagoa do Peri**. Memorial Descritivo – Mapa. LARS/SC (Laboratório Associado de Sensoriamento Remoto de Santa Catarina) 1990.

LAUDARES-SILVA, R. **Aspectos limnológicos, variabilidade espacial e temporal na estrutura da comunidade fitoplactônica da Lagoa do Peri, Santa Catarina, Brasil**. Tese (Doutorado) Universidade Federal de São Carlos – UFSCar. São Carlos, São Paulo, 1999.

LOGSDON, G. S. **Controlling waterborne giardiasis**. USA: ASCE, 1988.

LONGHURST, S.J.; GRAHAM, N.J.D. Dissolved air flotation for potable water treatment: A survey of operational units in Great Britain. **The Public Health Engineer**, England, London: v.14, n.6, p. 71-6, apr. 1987.

LOTTI, M. Cholinesterase inhibition: complexities in the interpretation. **Clin. Chem**, n. 41, a. 12, p. 1814-1888, 1995.

LUNG, J. W. G.; KIPLING, C.; LECREN, E. D. The inverted microscope method of estimating algal number and the statistical basis of estimating by counting. **Hidrobiologia**, n. 11, p. 143-170, 1958.

MAIER, D. Microfloculation by ozone in oxidation techniques in drinking water treatment. **EPA Report II-A**, Conf. Held in Karlsruhe. 1978.

MATSUNAGA, S. et al. Anatoxin-a(s), a potent anticholinesterase from *Anabaena flosaquae*. **Journal of American Chemical Society**, 1989.

MATTHIENSEN, A. **Monitoramento de cianobactérias potencialmente produtoras de toxinas no corpo lagunar da Lagoa do Peri**. Florianópolis, SC: Relatório Final da Companhia Catarinense de Águas e Saneamento – CASAN – 2001, p.18.

MELO FILHO, L.C. **Avaliação da ozonização como pré ou pós-tratamento à filtração direta descendente na remoção de cianobactérias e saxitoxinas**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) Universidade Federal de Santa Catarina – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, UFSC, Florianópolis – SC, 2006.

MONDARDO, R.I. **Influência da pré – oxidação na tratabilidade das águas via filtração direta descendente em manancial com elevadas concentrações de microalgas e cianobactérias**. Dissertação de mestrado - UFSC, Florianópolis - SC, 2004.

NAGAVI, B.; MALONE, RF. Algae removal by fine sand/silt filtration. **Water Research**, n. 20, a. 3, p. 377-83, 1986.

OHATOANI, I. et al. Cylindrospermopsin, a potent hepatotoxic from the blue – green algae *C. raciborskii*. **J. Am. Chem. Soc**, 1992.

PASCHOALATO, C.F.P.R. **Efeito da pré-oxidação, coagulação, filtração, e pós-cloração na formação de subprodutos orgânicos halogenados**. Tese de Doutorado, Escola de Engenharia de São Carlos, USP, 2005.

PATTERSON, K.S. et al. Mutagenicity of drinking water following disinfection. **J. Water SRT-Aqua**, v. 44, n.1, p.1-9, 1995.

POLI, R. et al. **Levantamento da fauna aquática da Lagoa do Peri** – FAPEU (Fundação de Amparo Pesquisa e Extensão Universitária), Florianópolis – SC, 1978.

PROSAB. **Tratamento de água de abastecimento por filtração direta**. Rio de Janeiro: ABES – RIMA, Cap. II, 2003.

RABELO, L. **Estudos preliminares para implantação da filtração em margem na Lagoa do Peri como pré-tratamento de água para remoção de fitoplâncton**. (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil. 2006. 152 p.

REALI, M., GIANOTTI. Remoção de algas por flotação: testes de laboratório. In: **Anais...** 17º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. v. II, p. 229-42, 1993.

_____. **Aplicação da flotação por ar dissolvido ao tratamento de água de abastecimento**. Dissertação de mestrado - USP, São Carlos, 1984.

_____. **Concepção e avaliação de um sistema compacto para tratamento de águas de abastecimento utilizando o processo de flotação por ar dissolvido e filtração com taxa declinante**. Tese de Doutorado, Escola de Engenharia de São Carlos, USP, 1991.

REES, A.J.; RODAMAN, D.J.; ZABEL, T.F. Water clarification by flotation-5: results from five 95 m³/h plants operating on different raw waters. **Technical Report. Water research Center**. n. 114, p. 1-55, apr. 1979.

RICHARD, Y. La Flottation: Um cas d'application a l'installation de traitement de l'eau potable de moule. **Techniques & Sciences Municipales et Renue L'Eau**. Paris, n. 76, v. 10, p. 501-10, 1981.

RICHTER, A. C. AZEVEDO N. M. J. **Tratamento de água- Tecnologia atualizada**. Ed. Edgar Blücher Ltda. 1991. p.332. (Reimpressão – 2002).

RICHTER, A. C. **Coagulación y floculación**. HYTSA Estudios y proyectos S.A. - ENE-I Ingenieria S.R.L. Peru, 1999.

SCHALEKAMP, M. Experiences in switzerland with ozone particularly in connection with the drainage of hygienically undesirable elements presents in water. **Ozonew**, v. 7, n. 5, part. 2, 1979.

SENS, M. L. et al. **Influência da pré-oxidação na tratabilidade das águas através da filtração direta descendente em mananciais com grandes concentrações de algas**. 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Joinville – SC, 2003.

_____. Efficiency of ozonization as pre- or post-treatment to the direct descent filtration for the removal of cyanobacteria, saxitoxin and analogue toxins. In: **Anais....** Del Seminario Internacional sobre “Vision Integral para el Mejoramiento de la Calidad del Agua”. Agua 2005. Cali, Colombia, “(IN PRESS)”.

_____. Acondicionamento de água com elevada densidade de cianobactérias a ser tratada por filtração direta - O caso da ETA da Lagoa do Peri. Universidade Federal de Santa Catarina – **Anais...** 5ª Semana de Ensino, Pesquisa e Extensão. 2005.

SILVEIRA, A. A. **Remoção de algas da água da Lagoa do Peri através de filtração direta descendente com pré-filtração mecânica em micropeneiras**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil. 2003.

SIMÕES, J. C. et al. ETA de grande porte pelo processo de flotação 100 % automatizada para abastecimento público. **Anais...** 20º Congresso Brasileiro De Engenharia Sanitária E Ambiental – ABES/RIO, 1999.

SIVONEN, K. et al. Preliminary characterization of neurotoxic cyanobacterial blooms and atrains from Finland. **Toxicity Assessment**, n. 4, p. 339-352, 1989.

STAEHELIN, E.J.; HOIGNÉ, J. Decomposition of ozone in water in the presence of organic solutes acting as promoters and inhibitors of radical - type chain reaction. **Environ. Si. Technol**, a. 19, p. 1206, 1985.

SULTATOS, L.G. Mammalian toxicology of organophosphorus pesticides (Review). **J. Toxicol. Environ. Health**, a. 43, p. 271-289, 1994.

TORGAN, L. C. **Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica na Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil, em um ciclo anual**. Tese (Doutorado) Universidade Federal de São Carlos – UFSCar. São Carlos. São Paulo, 1997.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Alternative disinfectants and Oxidants Guidance Manual. Washington, EPA. april, p. 5-1, 1999.

VIANNA, M. R. **Hidráulica aplicada às estações de tratamento de água**. 4.ed. Belo Horizonte: Brasil, 2002.

VRABLIK, E. R. **Fundamental principles of dissolved air flotation of industrial wastes**. 14 th. Industrial Waste Conference, Purdue University, Lafayette, Indiana, Estados Unidos da América, 1959.

WAGNER, E. G.; HUDSON JR., H. E. Low-dosage high-rate direct filtration. **JAWWA**, v. 74, n. 5, p. 256-261, may, 1982.

WEST, T. E. et al. **Hetch-hetchy source**: treatability report. Relatório Técnico Final, Consórcio Camp, Dresser & McKee/Lee Engineering Enterprises/F. Jordan Engineering, 1994.

WILKINSON, P. D. et al. The first dissolved air flotation plant for water clarification in the uk. **Water Services**, 1980.

YUNES, J. S. et al. Florações de cianobactérias tóxicas: mãos à obra ao problema. In.: ROLAND, F.; CESAR, D.; MARINHO, M. (Ed). **Lições de limnologia**. São Paulo: Editora Rima, 2003.

ZABEL, T. F. et al. **Factors influencing dissolved-air flotation as applied to water clarification**. Presented at Water Research Center Conference o Flotation for Water and Waste Treatment, Henley, England, 1976.

_____. Flotation in water treatment. In.: NATO ADVANCE STUDY INSTITUTE ON THE SCIENTIFIC BASIS OF FLOTATION, Cambridge, England, july, p. 5-16, 1982. Proceedings. Ed. By Kennety J. Ives. The Hague, Martinus Nijhoff, 1984.

APÊNDICE

APÊNDICE A – Planilhas de monitoramento

PLANILHA 1 – Monitoramento de Fil. de cianobactérias e cel. de microalgas referente a junho/2006.

Espécie ou grupo taxonômico	Junho	Junho	Junho	Junho	MÉDIA
CIANOBACTÉRIAS (Fil/mL)					
<i>C. raciborskii</i>	49.000	252.000	95.200	56.000	113.050
<i>Planktolyngbya</i> sp	10.250	41.000	16.400	20.500	22.038
<i>Pseudanabaena</i> sp	58.000	224.000	121.600	120.000	130.900
Total de filamentos (Fil/mL)	117.250	517.000	233.200	196.500	265.988
DIATOMÁCEAS (Cels/mL)					
<i>Aulacoseira</i> sp					
<i>Encionema mesianum</i>					
BACILLARIOPHYCEAS (Cels/mL)					
<i>Aulacoseira</i> sp					
<i>Fragilária</i> sp					
<i>Encionema mesianum</i>					
EUGLENOPHYTA (Cels/mL)					
Euglenophyta					
<i>Trachelomonas</i> sp					
DINOFÍTAS (Cels/mL)					
Peridinales					
CLORÓFITAS (Cels/mL)					
Chlorophyta spp	0	500	0	0	125
<i>Chlorella</i>	0	0	0	1.000	250
<i>Coelastrum</i> sp					
<i>Monoraphidium</i> sp	0	0	0	250	63
<i>Staurastrum</i> sp					
<i>Staurastrum tetracerum</i>	125	500	0	0	156
<i>Scenedesmus</i> sp					
<i>Scenedesmus quadricauda</i>					
<i>Cosmarium</i>					
Total de células de microalgas (Cels/mL)	125	1.000	0	1.250	594

PLANILHA 2 – Monitoramento de Fil. de cianobactérias e cel. de microalgas referente a julho /2006.

Espécie ou grupo taxonômico	Julho	Julho	Julho	Julho	MÉDIA
CIANOBACTÉRIAS (Fil/mL)					
<i>C. raciborskii</i>	130.667				130.667
<i>Planktolyngbya</i> sp	0				0
<i>Pseudanabaena</i> sp	154.667				154.667
Total de filamentos (Fil/mL)	285.334				285.334
DIATOMÁCEAS (Cels/mL)					
<i>Aulacoseira</i> sp					
<i>Encionema mesianum</i>					
BACILLARIOPHYCEAS (Cels/mL)					
<i>Aulacoseira</i> sp					
<i>Fragilária</i> sp					
<i>Encionema mesianum</i>					
EUGLENOPHYTA (Cels/mL)					
<i>Euglenophyta</i>					
<i>Trachelomonas</i> sp					
DINOFÍTAS (Cels/mL)					
Peridinales					
CLORÓFITAS (Cels/mL)					
<i>Chlorophyta</i> spp					
<i>Chlorella</i>	333				333
<i>Coelastrum</i> sp					
<i>Monoraphidium</i> sp					
<i>Staurastrum</i> sp	333				333
<i>Staurastrum tetracerum</i>					
<i>Scenedesmus</i> sp	333				333
<i>Scenedesmus quadricauda</i>					
<i>Cosmarium</i>					
Total de células de microalgas (Cels/mL)	999				999

PLANILHA 3 – Monitoramento de Fil. de cianobactérias e cel. de microalgas referente a agosto/2006.

Espécie ou grupo taxonômico	Agosto	Agosto	Agosto	Agosto	MÉDIA
CIANOBACTÉRIAS (Fil/mL)					
<i>C. raciborskii</i>	219.333				219.333
<i>Planktolyngbya</i> sp	68.333				68.333
<i>Pseudanabaena</i> sp	197.333				197.333
Total de filamentos (Fil/mL)	484.999				484.999
DIATOMÁCEAS (Cels/mL)					
<i>Aulacoseira</i> sp					
<i>Encionema mesianum</i>					
BACILLARIOPHYCEAS (Cels/mL)					
<i>Aulacoseira</i> sp					
<i>Fragilária</i> sp	333				333
<i>Encionema mesianum</i>					
EUGLENOPHYTA (Cels/mL)					
<i>Euglenophyta</i>					
<i>Trachelomonas</i> sp					
DINOFÍTAS (Cels/mL)					
Peridinales					
CLORÓFITAS (Cels/mL)					
<i>Chlorophyta</i> spp					
<i>Chlorella</i>					
<i>Coelastrum</i> sp					
<i>Monoraphidium</i> sp					
<i>Staurastrum</i> sp					
<i>Staurastrum tetracerum</i>					
<i>Scenedesmus</i> sp					
<i>Scenedesmus quadricauda</i>					
<i>Cosmarium</i>					
Total de células de microalgas (Cels/mL)	333				333

PLANILHA 4 – Monitoramento de Fil. de cianobactérias e cel. de microalgas referente a setembro/2006.

Espécie ou grupo taxonômico	Setembro	Setembro	Setembro	Setembro	MÉDIA
CIANOBACTÉRIAS (Fil/mL)					
<i>C. raciborskii</i>	224.000	224.000		336.000	261.333
<i>Planktolyngbya</i> sp	41.000	41.000			41.000
<i>Pseudanabaena</i> sp	5.333	5.333		56.000	22.222
Total de filamentos (Fil/mL)	270.333	270.333		392.000	310.889
DIATOMÁCEAS (Cels/mL)					
<i>Aulacoseira</i> sp					
<i>Encionema mesianum</i>					
BACILLARIOPHYCEAS (Cels/mL)					
<i>Aulacoseira</i> sp					
<i>Fragilária</i> sp					
<i>Encionema mesianum</i>					
EUGLENOPHYTA (Cels/mL)					
Euglenophyta					
<i>Trachelomonas</i> sp					
DINOFÍTAS (Cels/mL)					
Peridinales					
CLORÓFITAS (Cels/mL)					
Chlorophyta spp					
<i>Chlorella</i>					
<i>Coelastrum</i> sp					
<i>Monoraphidium</i> sp					
<i>Staurastrum</i> sp				500	
<i>Staurastrum tetracerum</i>					
<i>Scenedesmus</i> sp					
<i>Scenedesmus quadricauda</i>					
<i>Cosmarium</i>					
Total de células de microalgas (Cels/mL)	0	0		500	167

PLANILHA 5 – Monitoramento de Fil. de cianobactérias e cel. de microalgas referente a outubro/2006.

Espécie ou grupo taxonômico	Outubro	Outubro	Outubro	Outubro	MÉDIA
CIA NOBACTÉRIAS (Fil/mL)					
<i>C. raciborskii</i>	420.000	364.000	186.667	266.000	309.167
<i>Planktolyngbya</i> sp	102.500	0	0	20.500	30.750
<i>Pseudanabaena</i> sp	16.000	120.000	186.667	48.000	92.667
Total de filamentos (Fil/mL)	538.500	484.000	373.334	334.500	432.584
DIATOMÁCEAS (Cels/mL)					
<i>Aulacoseira</i> sp					
<i>Encionema mesianum</i>					
BACILLARIOPHYCEAS (Cels/mL)					
<i>Aulacoseira</i> sp					
<i>Fragilária</i> sp					
<i>Encionema mesianum</i>					
EUGLENOPHYTA (Cels/mL)					
Euglenophyta					
<i>Trachelomonas</i> sp					
DINOFÍTAS (Cels/mL)					
Peridinales	0	0	667		222
CLORÓFITAS (Cels/mL)					
Chlorophyta spp					
<i>Chlorella</i>					
<i>Coelastrum</i> sp					
<i>Monoraphidium</i> sp					
<i>Staurastrum</i> sp				500	
<i>Staurastrum tetracerum</i>					
<i>Scenedesmus</i> sp					
<i>Scenedesmus quadricauda</i>					
<i>Cosmarium</i>					
Total de células de microalgas (Cels/mL)	0	0	667	500	292

PLANILHA 6 – Monitoramento de Fil. de cianobactérias e cel. de microalgas referente a novembro/2006.

Espécie ou grupo taxonômico	Novembro	Novembro	Novembro	Novembro	MÉDIA
CIA NOBACTÉRIAS (Fil/mL)					
<i>C. raciborskii</i>	42.000	28.000	144.667		71.556
<i>Planktolyngbya</i> sp	41.000	20.500	13.667		25.056
<i>Pseudanabaena</i> sp	576.000	520.000	133.333		409.778
Total de filamentos (Fil/mL)	659.000	568.500	291.667		506.389
DIATOMÁCEAS (Cels/mL)					
<i>Aulacoseira</i> sp					
<i>Encionema mesianum</i>					
BACILLARIOPHYCEAS (Cels/mL)					
<i>Aulacoseira</i> sp					
<i>Fragilária</i> sp					
<i>Encionema mesianum</i>					
EUGLENOPHYTA (Cels/mL)					
Euglenophyta					
<i>Trachelomonas</i> sp					
DINOFÍTAS (Cels/mL)					
Peridinales					
CLORÓFITAS (Cels/mL)					
Chlorophyta spp			333		333
<i>Chlorella</i>					
<i>Coelastrum</i> sp					
<i>Monoraphidium</i> sp					
<i>Staurastrum</i> sp					
<i>Staurastrum tetracerum</i>		2.000			2.000
<i>Scenedesmus</i> sp					
<i>Scenedesmus quadricauda</i>					
<i>Cosmarium</i>					
Total de células de microalgas (Cels/mL)	0	2.000	333		778

PLANILHA 7 – Monitoramento de Fil. de cianobactérias e cel. de microalgas referente a dezembro/2006.

Espécie ou grupo taxonômico	Dezembro	Dezembro	Dezembro	Dezembro	MÉDIA
CIA NOBACTÉRIAS (Fil/mL)					
<i>C. raciborskii</i>	21.000	56.000	33.600	21.000	32.900
<i>Planktolyngbya</i> sp	164.000	61.500	8.200	20.500	63.550
<i>Pseudanabaena</i> sp	408.000	488.000	124.800	160.000	295.200
Total de filamentos (Fil/mL)	593.000	605.500	166.600	201.500	391.650
DIATOMÁCEAS (Cels/mL)					
<i>Aulacoseira</i> sp					
<i>Encionema mesianum</i>					
BACILLARIOPHYCEAS (Cels/mL)					
<i>Aulacoseira</i> sp					
<i>Fragilária</i> sp					
<i>Encionema mesianum</i>					
EUGLENOPHYTA (Cels/mL)					
<i>Euglenophyta</i>					
<i>Trachelomonas</i> sp					
DINOFÍTAS (Cels/mL)					
Peridinales					
CLORÓFITAS (Cels/mL)					
<i>Chlorophyta</i> spp					
<i>Chlorella</i>					
<i>Coelastrum</i> sp					
<i>Monoraphidium</i> sp			200	250	225
<i>Staurastrum</i> sp					
<i>Staurastrum tetracerum</i>			400	750	575
<i>Scenedesmus</i> sp					
<i>Scenedesmus quadricauda</i>					
<i>Cosmarium</i>					
Total de células de microalgas (Cels/mL)	0	0	600	1.000	400

PLANILHA 8 – Monitoramento de Fil. de cianobactérias e Cel. de microalgas (meses 06 a 08/2006).

ÁGUA BRUTA - QUANTIFICAÇÃO DE MICROALGAS E CIANOBACTÉRIAS				
Meses	14/06/06	14/07/06	15/07/06	11/08/06
Espécie ou grupo taxonômico	Água Bruta	Água Bruta	Água Bruta	Água Bruta
CIANOBACTÉRIAS (Fil/mL)				
<i>C. raciborskii</i>	151.500	142.500	122.100	171.251
<i>Pseudanabaena</i> sp	28	0	28	0
Total de filamentos de cianobactérias (Fil/mL)	151.528	142.500	122.128	171.251
DIATOMÁCEAS (Cels/mL)				
<i>Aulacoseira</i> sp	210	58	68	210
<i>Encionema mesianum</i>	8	0	0	0
DINOFÍTAS (Cels/mL)				
Peridinóides	390	156	128	341
CLORÓFITAS (Cels/mL)				
<i>Monoraphidium</i> sp	86	0	0	38
<i>Staurastrum</i> sp	80	8	12	122
<i>Scenedesmus</i> sp	24	14	8	26
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	10	0	0	8
<i>Cosmarium</i>	20	0	18	48
Total de células de microalgas (Cels/mL)	828	236	234	793

PLANILHA 9 – Monitoramento de Fil. de cianobactérias e Cel. de microalgas (meses 09 a 12/2006).

Meses	09/09/06	11/11/06	17/12/06	
Espécie ou grupo taxonômico	Água Bruta	Água Bruta	Água Bruta	A. BRUTA MÉDIA
CIANOBACTÉRIAS (Fil /mL)				
<i>C. raciborskii</i>	96.248	128.232	150.000	137.404
<i>Pseudanabaena</i> sp	1.250	5.000	0	901
Total de filamentos de cianobactérias (Fil/mL)	97.498	133.232	150.000	138.305
DIATOMÁCEAS (Cels/mL)				
<i>Aulacoseira</i> sp	0	1.000	62	230
<i>Encionema mesianum</i>	320	0	0	47
DINOFÍTAS (Cels/mL)				
Peridinóides	820	6.324	102	1180
CLORÓFITAS (Cels/mL)				
<i>Monoraphidium</i> sp	0	3.226		558
<i>Staurastrum</i> sp	460	3.000	48	533
<i>Scenedesmus</i> sp	48	1.240	0	194
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	140	0	0	23
<i>Cosmarium</i>	0	1.000	0	155
Total de células de microalgas (Cels/mL)	1.788	15.790	212	2.840

PLANILHA 10 – Parâmetros físicos e químicos da água bruta, referente ao período de junho a dezembro de 2006.

Mês	Alcalinidade mg/L CaCO ₃	pH	Turbidez uT	Cor (aparente) (uH)	Fe mg/L	Mn mg/L
jun-06	10,6	6,90	6,70	75	0,01	0,00
jun-06		6,80	6,04	80	0,00	0,00
jun-06		6,65	5,80	80		
jul-06	14,1	7,04	5,48	71	0,02	0,00
jul-06		6,91	5,93	76		
jul-06		6,70	5,92	88		
jul-06		6,56	6,83	85		
jul-06		6,45	5,62	85		
jul-06	13,2	6,50	5,52	73	0,10	0,00
jul-06		6,60	5,84	88		
ago-06		6,70	5,37	65		
ago-06		6,46	7,31	66		
ago-06	6,3	6,28	7,08	70	0,13	0,00
ago-06		6,64	6,14	76		
ago-06		6,62	8,25	88		
ago-06		6,58	5,93	66	0,02	0,00
set-06	9,4	6,80	6,04	80		
set-06		6,35	5,70	84		
nov-06		6,70	8,29	60		
nov-06	10,0	6,80	7,17	50	0,10	0,00
nov-06		6,92	5,61	60		
nov-06		6,90	8,83	60		
nov-06		6,79	9,35	60		
dez-06	9,8	7,07	7,44	60	0,08	0,00
dez-06		6,96	6,35	50		
Média	10,5	6,70	6,55	73	0,06	0,00

PLANILHA 12 – Flotação e filtração da água floculada com adição de polímero.

Número da carreira:	16					Duração:	6,50 horas em 100 cm			
VAZÃO	403,1 L/h					Duração:	10,10 horas em 150 cm			
TAXA ESCOAMENTO SUPERFICIAL	8,2 m/h					DATA:	11/11/2006			
Volume de água utilizada:	2,62 m ³									
VAZÃO de Reciculação (L/h)	50	12	%	Conc. :	25 mg/L de sulfato + 1 mg/L polímero + Barrilha p/ correção do pH					
SAÍDA DO FLOTADOR	Média AB									
16	Pz. 01	0	37,0	48,0	66,0	92,0	118,0	144,0	150,0	
16	HORAS	0	1	2	4	6	8	10	10,1	
16	pH	6,92	5,90	5,81	5,90	5,79	6,02	5,64		5,84
16	Cor	60	10	10	12	10	15	10		11
16	Turbidez	5,61	2,66	2,05	2,56	2,11	2,49	1,61		2,25
16	Al (residual)				0,080		0,050			0,07
16	Fe	0,000			0,040		0,040			0,04
16	Mn	0,000			0,000		0,000			0,00
SAÍDA DO FILTRO										
16	pH		6,04	5,97	6,00	5,90	5,95	5,76		5,94
16	Cor		5	2,0	5	2,0	5	5		4
16	Turbidez		1,49	1,04	1,94	1,09	1,49	1,35		1,40
16	Al (residual)				0,070		0,020			0,05
16	Fe				0,030		0,040			0,04
16	Mn				0,000		0,000			0,00
Número da carreira:	17					Duração:	7,00 horas em 100 cm			
VAZÃO	402,9 L/h					DATA:	15/11/2006			
TAXA ESCOAMENTO SUPERFICIAL	8,2 m/h									
Volume de água utilizada:	2,82 m ³									
VAZÃO de Reciculação (L/h)	50	12	%	Conc. :	25 mg/L de sulfato + 1 mg/L polímero + Barrilha p/ correção do pH					
SAÍDA DO FLOTADOR	Média AB									
17	Pz. 01	0	41,0	54,0	72,0	94,0	100,0			Média
17	HORAS	0	1	2	4	6	7			
17	pH	6,79	5,58	5,87	5,70	5,79	5,70			5,73
17	Cor	60	5	5	5	5	5			5
17	Turbidez	8,35	2,31	3,81	2,17	1,77	2,50			2,51
17	Al (residual)				0,100		0,070			0,09
17	Fe	0,020			0,010		0,030			0,02
17	Mn	0,000			0,010		0,030			0,02
SAÍDA DO FILTRO										
17	pH		6,00	5,88	5,85	5,79	5,90			5,88
17	Cor		2,0	2,0	2,0	2,0	2,0			2
17	Turbidez		1,53	1,55	1,27	1,56	1,45			1,47
17	Al (residual)				0,020		0,070			0,05
17	Fe				0,010		0,010			0,01
17	Mn				0,000		0,000			0,00
Vazão média:	403,0 L/h									
Taxa média	8,2 m/h									

PLANILHA 13 – Flotação e filtração da água floculada sem adição de polímero.

Número da carreira:	3				Duração:	8,20 horas em 100 cm				
VAZÃO	400,0 L/h				Duração:	13,40 horas em 150 cm				
TAXA ESCOAMENTO SUPERFICIAL	8,1 m/h				DATA:	25-jun-06				
Volume de água utilizada:	3,28 m ³									
VAZÃO de Reciculação (L/h)	50	12	%	Conc. :	30 mg/L de sulfato + Barrilha p/ correção do pH					
SAÍDA DO FLOTADOR	Média AB									C Hrs
C-3	Pz. 01	0	41,0	52,0	66,0	85,0	98,0	100	138	150
C-3	HORAS	0	1	2	4	6	8	10	12	13,4 horas
C-3	pH	6,65	6,28	6,37	5,76	5,90	5,79	5,77		5,98
C-3	Cor	80	36	30	26	20	19	15		24
C-3	Turbidez	5,80		2,55	1,57	1,64	1,74	1,52		1,80
SAÍDA DO FILTRO	Média AB									
C-3	pH			6,24	5,76	5,82	5,76	5,80		5,88
C-3	Cor			17	6	11	12	8		11
C-3	Turbidez			1,58	0,70	1,06	0,89	0,82		1,01
Número da carreira:	5				Duração:	4,00 horas em 100 cm				
VAZÃO	405,0 L/h									
TAXA ESCOAMENTO SUPERFICIAL	8,2 m/h				DATA:	15/7/2006				
Volume de água utilizada:	1,62 m ³									
VAZÃO de Reciculação (L/h)	50	12	%	Conc. :	27 mg/L de sulfato + Barrilha p/ correção do pH					
SAÍDA DO FLOTADOR	Média AB									C Hrs
C-5	Pz. 01	0	49,4	76,0	100,0	120,0	128,0			
C-5	HORAS	0	1	2	4	6	8			horas
C-5	pH	6,52	4,67	4,85	5,01	5,65	5,91			5,22
C-5	Cor	82	15	24	36	12	12			20
C-5	Turbidez	5,66	3,57	3,57	2,09	3,95	3,16			3,27
C-5	Al _(residual)				0,08		0,06			0,07
C-5	Fe	0,000			0,030		0,020			0,03
C-5	Mn	0,000			0,000		0,000			0,00
SAÍDA DO FILTRO										
C-5	pH		5,57	5,52	4,82	5,92	5,9			5,55
C-5	Cor		26	21	27	7	7			18
C-5	Turbidez		1,13	1,11	1,25	2,2	2,02			1,54
C-5	Al _(residual)				0,070		0,030			0,05
C-5	Fe				0,030		0,020			0,03
C-5	Mn				0,000		0,000			0,00
Número da carreira:	6				Duração:	9,50 horas em 100 cm				
VAZÃO	400,0 L/h				DATA:	11/8/2006				
TAXA ESCOAMENTO SUPERFICIAL	8,1 m/h									
Volume de água utilizada:	3,8 m ³									
VAZÃO de Reciculação (L/h)	50	12	%	Conc. :	25 mg/L de sulfato + Barrilha p/ correção do pH					
SAÍDA DO FLOTADOR	Média AB									
C-6	Pz. 01	0	38,0	44,0	57,0	70,0	87,0	104,0	126,0	138
C-6	HORAS	0	1	2	4	6	8	10	12	14 horas
C-6	pH	6,48	5,65	5,83	5,80	5,57	5,43	5,47	5,37	5,53
C-6	Cor	67	16	26	26	21	24	18	17	21
C-6	Turbidez	6,59	2,00	2,83	2,88	2,38	2,20	2,23	2,02	2,93
C-6	Al _(residual)				0,112		0,039		0,041	0,06
C-6	Fe	0,000			0,030		0,030		0,010	0,02
C-6	Mn	0,000			0,000		0,000		0,000	0,00
SAÍDA DO FILTRO										
C-6	pH		5,94	5,91	5,94	5,71	5,52	5,56	5,32	5,47
C-6	Cor			12	19	15	15	11	13	18
C-6	Turbidez		1,51	2,28	2,03	2,13	1,96	2,25	1,78	1,99
C-6	Al _(residual)				0,061		0,010		0,014	0,03
C-6	Fe				0,010		0,000		0,020	0,01
C-6	Mn				0,000		0,000		0,000	0,00
Vazão média:	401,7 L/h									
Taxa média	8,2 m/h									

PLANILHA 14 – Flotação e filtração da água ozoflotada.

Número da carteira:	20																							
VAZÃO	400,0	L/h																						
TAXA ESCOAMENTO SUPERFICIAL	8,1	m/h																						
Volume de água utilizada	2,8	m³																						
VAZÃO de Reirculação (L/h)	50	12	%																					
SAIDA DO FLOTADOR	Média AB																							
(C-21) Pz 01	0	32	42	54	62	74	89	105	102	116	130	138	110	118	132	150	150							
21 HORAS	0	1	2		4		6		8		10		12		14	15,5	15,5							
21 pH	6,96		5,52		5,60		5,62		5,72		5,70		5,65		5,71		5,65							
21 Cor	50		3		2		2		3		3		5		3		3							
21 Turbidez	6,35		1,01		0,90		0,92		0,84		0,90		1,00		1,35		0,99							
21 Al ^(restab)	0,000		0,030		0,040		0,030		0,040				0,020		0,040		0,03							
Fe																								
21 Mn	0,060		0,000		0,020		0,000		0,000				0,000		0,020		0,01							
21 Ozônio	0,00		0,03		0,05		0,05		0,02		0,01		0,02		0,02		0,02							
SAIDA DO FILTRO	Média AB																							
21 pH	6,96		5,60		5,70		5,72		5,84		5,80		5,70		5,80		5,74							
21 Cor	50		1		0		0		1		5		8		10	4								
21 Turbidez	6,35		0,51		0,62		0,35		0,40		0,80		0,90		1,10		0,67							
21 Al ^(restab)	0,000		0,020		0,020		0,040		0,040		0,040		0,020		0,040		0,03							
21 Fe	0,000		0,040		0,020		0,030		0,020		0,020		0,001		0,001		0,02							
21 Mn	0,000		0,000		0,000		0,000		0,000		0,000		0,000		0,000		0,00							
Número da carteira:	21																							
VAZÃO	400,1	L/h																						
TAXA ESCOAMENTO SUPERFICIAL	8,2	m/h																						
Volume de água utilizada	2,58	m³																						
VAZÃO de Reirculação (L/h)	50	12	%																					
SAIDA DO FLOTADOR	Média AB																							
Pz 01	0	34	46	56	68	80	97	114	110	124	136	144	117	124	134	150	150							
20 HORAS	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	MD							
20 pH	7,07		5,62		5,40		5,50		5,32		5,60		5,74		5,67		5,55							
20 Cor	60		1		1		3		5		2		3		3		3							
20 Turbidez	7,44		0,99		0,79		1,04		0,71		0,8		0,88		1,48		0,96							
20 Al ^(restab)	0,000		0,060		0,050		0,060		0,020		0,020		0,040		0,030		0,04							
20 Fe	0,000		0,000		0,000		0,000		0,000		0,000		0,000		0,000		0,00							
20 Ozônio	0,000		0,03		0,09		0,05		0,02		0,01		0,02		0,02		0,03							
SAIDA DO FILTRO	Média AB																							
20 pH	7,07		5,58		5,52		5,56		5,40		5,70		5,80		5,66		5,60							
20 Cor	60		1		0		1		1		5		10		11		4							
20 Turbidez	7,44		0,43		0,54		0,45		0,38		0,6		1,00		1,06		0,64							
20 Al ^(restab)	0,000		0,040		0,040		0,060		0,060		0,040		0,030		0,030		0,04							
20 Fe	0,000		0,050		0,030		0,050		0,020		0,020		0,001		0,001		0,02							
20 Mn	0,000		0,000		0,000		0,000		0,000		0,000		0,000		0,000		0,00							

APÊNDICE B – Planilhas de cálculo do sistema piloto

PLANILHA 15 – Misturador rápido mecanizado com turbina radial de 4 paletas – circular.

Dados					Fórmula
Vazão	0,000113889	m ³ /s	410	L/h	$V_z = \text{Vazão (L/h)} / (3600 \cdot 1000)$
Tempo de mistura (T _m)	$T_m = V/Q$		29,5	s	
Verificação do Tempo de mistura			29,5	s	
Volume da câmara de mistura (V)	0,00336	m ³	3,36	L	$V = \text{Vazão (m3/s)} \cdot t \text{ (s)}$
Verificação do volume	0,00336	m ³	3,36	L	
Relações geométricas adotadas					
Relação L da Câmara / D da turbina (a)	3,0		$2,7 < L/D < 3,3$		$a = L / D$
Relação H Câmara / D da turbina (b)	3,8		$2,7 < H/D < 3,9$		$b = H / D$
Relação altura da turbina com o fundo da câmara (c)	1,00	m	$0,75 < h/D < 1,3$		$c = h / D$
Diâmetro da câmara de mistura (L)			0,15	m	
Diâmetro da turbina (D)			0,05	m	
Profundidade (H)			0,19	m	
Altura da paleta no fundo da câmara (h)			0,05	m	
Diâmetro de cada paleta (B)	0,013	m	$(B = D/4)$		
Altura da palheta (W)	0,038	m	$(W = D/5)$		
Gradiente			1100	s ⁻¹	
K			5		Constante adotada p/ tipo de agitador
(μ) Coeficiente de viscosidade 20°C			0,0001		kgf.s/m ²
(ρ) densidade da água			1000		kg/m ³
(gc) fator de conversão lei de Newton			9,81		kg.m / kgf.s ²
Potência aplic. A água (Pu)	0,407	kgf.m/s			$P = \mu V G^2$
Velocidade de rotação	819,70	rpm			$n = [(\mu \cdot V / (G / 4,86 \cdot 10^{-2})^2) / D5]^{1/3}$
DE ACORDO COM A NBR 12.216					

PLANILHA 16 – Floculador mecanizado de eixo vertical com 4 paletas.

Dados					Fórmula
Vazão	0,000113889	m ³ /s	410	L/h	$V_z = \text{Vazão (L/h)} / (3600 * 1000)$
Tempo de mistura (T _m)	T _m = V/Q				
p / câmara	11	min.			
Total da 3 câmaras	33	min.			
Altura			3,20	m	
Diâmetro			0,30	m	$V = (3,14 \cdot D^2) / 4$
Volume p/ câmara	0,075	m ³			
Volume da câmara de mistura (V)	0,226	m ³			
Gradiente máximo			60	s ⁻¹	
Relação b/L			40		
Cd (coeficiente de arrasto)			2,01		Tabela (Parlatore)
γ (peso específico) 20°C			1000	kgf/m ³	
(μ) Coeficiente de viscosidade 20°C			0,0001	kgf.s/m ²	
K (relação entre a velocidade da água e da paleta)			0,25		
b (altura da paleta)			0,6	m	
L (largura da paleta)			0,015	m	
Rotação			16	rpm	
Cálculo da rotação máx. do eixo	60	s ⁻¹			
B (nº de braços)	4				
Potência aplic. A água (Pu)	0,02713	kgf.m/s			$P = \mu V G^2$
Velocidade de rotação	16,2	rpm			$N = [(P) / (1,465 \cdot 10^{-5} \cdot Cd \cdot \gamma \cdot b \cdot \Sigma (Re_j^4 - R_{ij}^4) \cdot B) \cdot (1-K)^3]^{1/3}$
1ª CÂMARA					
B (nº de braços)	4				
Potência aplic. A água (Pu)	0,02714	kgf.m/s			$P = (0,00001465) \cdot Cd \cdot \gamma \cdot b \cdot [(1-K) \cdot N]^3 \cdot \Sigma (R_{aj}^4 - R_{ij}^4) \cdot B$
Gradiente	60,0	s ⁻¹			$P = \mu V G^2$
2ª CÂMARA					
B (nº de braços)	2				
Potência aplic. A água (Pu)	0,01349	kgf.m/s			$P = (0,00001465) \cdot Cd \cdot \gamma \cdot b \cdot [(1-K) \cdot N]^3 \cdot \Sigma (R_{aj}^4 - R_{ij}^4) \cdot B$
Gradiente	42,3	s ⁻¹			$P = \mu V G^2$
3ª CÂMARA					
B (nº de braços)	2				
Potência aplic. A água (Pu)	0,00104	kgf.m/s			$P = (0,00001465) \cdot Cd \cdot \gamma \cdot b \cdot [(1-K) \cdot N]^3 \cdot \Sigma (R_{aj}^4 - R_{ij}^4) \cdot B$
Gradiente	11,7	s ⁻¹			$P = \mu V G^2$
1ª câmara					
Paleta nº	Re _j	R _{ij}	Re _j ⁴	R _{ij} ⁴	Re _j ⁴ - R _{ij} ⁴
1	0,140	0,125	0,000384	0,000244	0,000140
2	0,105	0,090	0,000122	0,000066	0,000056
3	0,070	0,055	0,000024	0,000009	0,000015
4	0,035	0,020	0,000002	0,000000	0,000001
2ª câmara				Σ	0,000212
Paleta nº	Re _j	R _{ij}	Re _j ⁴	R _{ij} ⁴	Re _j ⁴ - R _{ij} ⁴
1	0,140	0,125	0,000384	0,000244	0,000140
2	0,105	0,090	0,000122	0,000066	0,000056
3	0,070	0,055	0,000024	0,000009	0,000015
3ª câmara				Σ	0,000211
Paleta nº	Re _j	R _{ij}	Re _j ⁴	R _{ij} ⁴	Re _j ⁴ - R _{ij} ⁴
1	0,070	0,055	0,000024	0,000009	0,000015
2	0,035	0,020	0,000002	0,000000	0,000001
DE ACORDO COM A NBR 12.216				Σ	0,000016

PLANILHA 17 – Flotador - Ar dissolvido

Dados à partir da vazão	Símbolo	Valor - adotado	Unidade	Fórmula	Vr. Cálcl.	Unidade
Vazão	Q	410,0	L/h		0,000114	m ³ /s
Tempo de detenção Hidr.	Td	23,0	min.	Recomendado (entre 10 e 20 min.)		
Nº de câmaras	N	1,00	Uni.			
Profundidade	p	3,20	m	Recomendado (entre 1 e 3 m)		
Diâmetro	D	0,250	m		0,250	m
Área	A				0,049	m ²
Volume por câmara	Vc				0,157	m ³
Volume total	Vt				0,157	m ³
Taxa de escoamento superficial - Ret.	Tx	200,56	m ³ /m ² .dia	Recomendado (entre 100 e 300 m ³ /m ² .dia)		
Taxa de escoamento superficial - Circ.	Tx				200,56	m ³ /m ² .dia
velocidade de escoamento superficial	Tx				8,36	m/h
Taxa de recirculação de ar	T _{rec} = (Q _a /Q)	12,981	%	Recomendado (entre 4 e 10%)		
Vazão de recirculação	V _{rec}	53,2	L/h			
Quantidade máxima de ar dissolvido		18,3	L _{ar} /min			
Tempo de mistura no saturador		3,2	min.			
Altura do flotador		0,690	m			
Diâmetro		0,200	m			
Volume do saturador		21,7	L			
Pressão de saturação (5 a 7 g/m ³ de ar)	P _s	6,00	bar	Recomendado (entre 350 a 600 Kpa)		
Relação ar sólidos (A/S)	A/S	0,06	kg _{ar} / kg _{ss}	< 1000 mg/L (não influi)		
Sólidos suspensos totais	SS	135,0	mg/L			
Solubilidade do ar na água (28°C)	S _a	16,0	mL/L			
Const. de segurança adotado p/ saturador de recheio 9aneis de PVC)	f	0,60				
	ρ	1,30				

PLANILHA 18 – Filtro descendente (Filtro de 1 camada)

Dados - Areia	Símbolo	Vr - adotado	Unidade	Fórmula	Vr. Cálculo	Und
Areia Espessura	L	0,30	m			
Diâmetro do grão menor		0,42	mm			
Diâmetro do grão maior		1,41	mm			
Coefficiente de esfericidade (areia)	C _e	0,80				
Porosidade de meio granular (areia) limpo	P _o	0,43	m			
Tamanho médio das malhas de 2 peneiras consecutivas	D _i	0,000769545	m	$\Sigma (x/D_i^2)$		
Coefficiente da lei de Darcy (em filtro limpo)	k _o	0,005055		$K = [(180v / gC_e^2) \cdot (1-P)^2 / P^3] \cdot \Sigma (xi/D_i^2)^{-1}$		
Perda e carga na areia	h	0,137	m	$h=(1/K) \cdot Va$		
Dados - Antracito	Símbolo	Vr - adotado	Unidade			
Antracito espessura	L	0,90				
Diâmetro do grão menor		0,71	mm			
Diâmetro do grão maior		2,4	mm			
Coefficiente de esfericidade (antracito)	C _e	0,80				
Porosidade de meio granular (antracito) limpo	P _o	0,46	m			
Tamanho médio das malhas de 2 peneiras consecutivas	D _i	0,001305374	m	$\Sigma (x/D_i^2)$		
Coefficiente da lei de Darcy (em filtro limpo)	k _o	0,0198		$K = [(180v / gC_e^2) \cdot (1-P)^2 / P^3] \cdot \Sigma (xi/D_i^2)^{-1}$		
Perda e carga no antracito	h	0,105	m	$h=(1/K) \cdot Va$		
PERDA DE CARGA TOTAL	h	0,242		$h = h_1 + h_2$		
Taxa de filtração (Velocidade de aprox.)	V _a	200	m ³ /m ² .dia		0,002314815	m/s
Viscosidade cinemática da água	v	0,000001	m ² /s			
Gravidade	g	9,81	m/s ²			
Fração em peso (entre 2 peneiras)	x _i	1	Adotado p/ falta de ensaio granulométrico			
Vazão	Q	0,00011	m ³ /s	410		L/h
Taxa nominal de filtração	V _a	200	m ³ /m ² .dia			
Verificação da taxa aplicada				200,56		m ³ /m ² .dia
Nº de filtros		1	uni.			
Área dos filtros - Quadrado ou Circular						
Diâmetro		0,250	m	ÁREA	0,0491	m ²
Volume de um filtros					0,1570	m ³
Volume total dos filtros					0,1570	m ³
Dimensões dos filtros						
Altura do filtro		3,20	m			
Altura da água sobre o leito filtrante		1,90	m	Recomendado (1,80 a 2,3 m)		
Altura do leito filtrante		1,20	m	Recomendado (2,0 a 2,5 m)		
Altura da camada suporte		0,40	m	Recomendado (0,4 a 0,60 m)		
Altura total da caixa do filtro		3,50	m	Recomendado (4,2 a 5 m)		
Granometria da camada suporte						
3/16 - 3/32'		10,00	cm			
3/8 - 3/16'		10,00	cm			
5,8 - 3/8'		5,00	cm			
1 - 5/8'		5,00	cm			
11/4 - 1'		5,00	cm			
Total					0,35	m
DE ACORDO COM A NBR 12216						

APÊNDICE C – Métodos aplicados nas determinações

C.1 – Método p/ determinação de pH

O método eletrométrico baseia-se na determinação da atividade dos íons de Hidrogênio através de medidas potenciométricas, utilizando um eletrodo padrão de Hidrogênio ou um eletrodo de referência na faixa de medição de 0 a 14 [H⁺]. Procedimento adaptado do APHA Standard Methods, método 4500 B (1995).

a) Procedimento

- Acionar o equipamento e Retirar o protetor;
- Lavar o eletrodo com água deionizada e secar com lenço de papel fino;
- Mergulhar junto, o Eletrodo e a sonda de temperatura se for o caso;
- Aguardar estabilização e proceder à leitura.

OBS: Utilizar os padrões secundários na faixa de (4,01 – 6,86 a 7,00) para checagem.

b) Estocagem e preservação para o ensaio

- Deve ser executado o ensaio tão logo quanto possível, senão manter a 4°C.

c) Reagentes

- Solução tampão de pH (4,01 – 6,86 a 7,00)

C.2 – Método p/ determinação de Turbidez (uT)

O método eletrométrico baseia-se na detecção da quantidade de luz espalhada pelas partículas não dissolvidas na amostras, utilizando a suspensão de formazina de 4000 NTU, com padrão primário. Os Turbidímetros utilizam o método Nefelométrico, na faixa de medição de 0 a 1000 NTU. Procedimento adaptado do APHA Standard Methods, método 2130 B (1995).

a) Procedimento

- Prepare 1 amostra com 10 mL ou uma alíquota diluída (10 vezes);
- Selecione a área “AUTO RANGE” e ler 10 mL da amostra (und uT).

OBS: Utilizar os padrões secundários de Turbidez em Gel (GELEX) na faixa de (4,61 a 5,10 NTU) – (46,2 a 51,1 NTU) e (423 a 468 NTU), para checagem da curva.

b) Estocagem e preservação para o ensaio.

Deve ser executado o ensaio tão logo quanto possível e não é recomendada a preservação, se for necessário armazenar manter a 4ª C p/ no máximo 24 horas.

C.3 – Método p/ determinação da Cor (aparente)

O método Espectrofotométrico para determinação da Cor (aparente) utiliza um comprimento de onda de $\lambda = 455$ nm na faixa de medição de 0 a 500 und Pt-Co, com o espectrofotômetro DR 2010 – HACH. Procedimento adaptado do APHA Standard Methods, método 2120 (1995).

a) Procedimento

- Prepare 2 amostras com 50 mL cada, a amostra e o branco (Água Deionizada);
- Selecione o programa HACH ($\lambda = 455$ nm);
- Zerar o equipamento com o branco e ajuste o fator de diluição para a aplicada;
- Ler 20 mL da mostra. Resultado em und - Pt-Co;
- Rodar o padrão 5 - 50 und Pt-Co/L para checagem da curva.

OBS: Se a água for colorida, selecione o programa HACH 1660 (700 nm).

b) Estocagem e preservação para o ensaio.

Deve ser executado o ensaio tão logo quanto possível e não é recomendada a preservação, se for necessário armazenar manter a 4ª C p/ no máximo 24 horas.

C.4 – Método p/ determinação de Alumínio

O método Espectrofotométrico para determinação Alumínio residual utiliza um comprimento de onda de $\lambda = 522$ nm na faixa de medição de 0 a 0,8 mg/L, com o espectrofotômetro DR 2010 – HACH.

a) Procedimento

- Preencha uma proveta com 50 mL da amostra
- Selecione o programa HACH 120 ($\lambda = 522$ nm);
- Add o conteúdo de um ASCORBIC ACID POWDER PILLOW; agitar
- Add o conteúdo de um ALUVER 3; agitar;
- Separar em 2 amostras de 25 mL;

- Add o conteúdo de um BLEACHING 3;
- Zerar o equipamento com a amostra que foi add o BLEACHING (branco);
- Aguardar 15 minutos;
- Ler a amostra.
- Rodar o padrão 0,1 mg/L para checagem da curva.

b) Estocagem e preservação para o ensaio.

Deve ser executado o ensaio tão logo quanto possível.

C.5 – Método p/ determinação de Ferro

O método baseia-se na reação dos íons de ferro solúveis com a o-fenantrolina, formando um complexo laranja-avermelhado com intensidade de cor proporcional à concentração do íon Ferro (Lei de Beer), na faixa de medição de 0 a 3 ppm. Procedimento adaptado do APHA Standard Methods, método 3500 – Fe D (1995).

a) Procedimento

- Para determinar Ferro total digerir 25 mL da amostra (reduzir 70% do volume);
- Com 1,0 mL de HCl e 2,0 mL de T8, complete a 25 mL e resfriar;

E/ ou

- Retire uma alíquota com 10 mL cada, a amostra e o branco;
- Adicione 2,0 mL da solução T8 , agitar e a solução T1 - Fe , agitar;
- Adicione 2,0 mL do Indicador T4, agitar;
- Aguardar 5 minutos;
- Selecione o programa HACH - Programa Usuário 20 ($\lambda = 510 \text{ nm}$);
- Zerar o equipamento com 10 mL da própria amostra;
- Ler a amostra;
- Resultado em 0,000 mg/L Fe;

OBS: Rodar o padrão 1,0 mg/L Fe para checagem da curva.

b) Estocagem e preservação para o ensaio.

Deve ser adicionado HNO₃ até pH 2,0 pode ser analisado até 6 meses.

c) Reagentes

- T8 – Solução de Hidroxilamina
- T1 – Solução tampão e T4 – Solução de o-fenantrolina

C.6 – Método p/ determinação de Manganês

O método baseia-se na oxidação dos íons de manganês a permanganato, na presença de Períodato, formando um complexo avermelhado com intensidade de cor proporcional à concentração do íon Manganês (Lei de Beer), na faixa de medição de 0 a 3 ppm. Procedimento adaptado do APHA Standard Methods, método 3500 – Mn D (1995).

a) Procedimento

- P/ determinar Manganês total e ou eliminar interferentes, fazer digestão;

Senão

- Prepare 2 amostras com 10 mL cada, a amostra e o reagente em branco;
- Adicione 2,0 mL do Tampão T2 - Mn , agitar e 2,0 mL Indicador T3, agitar;
- Aguardar 5 minutos;
- Selecione o programa HACH - Programa Usuário 30 ($\lambda = 525$ nm);
- Zerar o equipamento com 10 mL da própria amostra;
- Ler a amostra, expressar o resultado em 0,000 mg/L Mn;

OBS: Rodar o padrão 1,0 mg/L Mn para checagem da curva.

b) Estocagem e preservação para o ensaio.

- Deve ser adicionado HNO₃ até pH 2,0, pode ser analisado até 6 meses.

c) Reagentes

- T2 – Solução tampão;
- T3 – Solução de Períodato de sódio

C.7 – Método p/ determinação do Ozônio (Método Índigo)

O método baseia-se na descoloração em meio ácido do corante Índigo, quando na presença de Ozônio, método 4500 – O₃ B, adaptado do APHA Standard Methods, (1995). Serão utilizados os kits fornecido pela HACH, para esta determinação.

a) Procedimento

- Selecionar o programa no espectrofotômetro; ($\lambda = 600 \text{ nm}$)
- 40 mL da amostra em um Becker;
- 40 mL de água sem ozônio em um Becker (Branco);
- Mergulha uma ampola na amostra e aperte até romper;
- Repita na amostra em branco; Secar a ampola;
- Zerar o equipamento com a amostra em branco;
- Proceder à leitura em mg/L de O_3 .

b) Estocagem e preservação para o ensaio.

Deve ser executado o ensaio tão logo quanto possível.

c) Reagentes

- Kits HACH para determinação de O_3 .

C.8 – Método p/ determinação do Ozônio (Método Iodométrico)

O método Iodométrico baseia-se na reação do Ozônio com o Iodeto de Potássio, através de uma reação de oxi-redução, liberando Iodo, de acordo com a seguinte equação química:



Após a liberação do Iodo, a solução é acidificada e, então, titulada com Tiosulfato de Sódio, reagindo de acordo com a equação química:



A reação II pode ser observada visualmente. Inicialmente a cor da solução é amarela escura (tijolo) e, quando completada, passa a ser incolor. A quantidade equivalente do tiosulfato de sódio é 1 molar, quando age como redutor em meio alcalino ou ácido, sendo assim, indiretamente, 1 mol de Tiosulfato de sódio corresponde a 1/2 mol de Ozônio, (24 mg O_3).

a) Procedimento

- Colocar aprox. 200 mL da Iodeto de Potássio (2%) nos frascos lavadores;
- Regular a vazão do gás, através de um rotâmetro (a vazão será de 60L/h);

- Transferir o gás para o frasco lavador contendo a solução de Iodeto de Potássio. Fazer passar pelo frasco pelo menos 2 litros de gás.
- Lavar a tubulação de borbulhamento do frasco lavador com água deionizada, recuperando a água de rinsagem, despejando-a no próprio frasco;
- Acidificar a solução com aproximadamente 10 mL de ácido sulfúrico 1N. A coloração dessa solução é fortemente amarelada (amarelo tijolo);
- Titular a solução com tiosulfato de sódio 0,1N até a obtenção de uma coloração levemente amarelada, continuando a titulação de gota a gota, até a descoloração completa da solução.

b) O cálculo da concentração de ozônio.

$$C = \frac{N(\text{do Tiosulfato}) \times V_t(\text{volume gasto de Tiosulfato na titulação}) \times 24}{V_g(\text{volume de gás que passou no lavador})}$$

Onde: V_t - lido diretamente na bureta utilizada na titulação.

V_g - determinado pelo produto da vazão de gás estabelecida pelo rotâmetro e o tempo de passagem do gás no frasco lavador.

b) Reagentes

- Solução de Iodeto de Potássio 2%;
- Solução 1 Normal de Ácido Sulfúrico;
- Solução N/10 (0,1N) de Tiosulfato de Sódio padronizado com padrão primário.

C.9 – Método p/ Contagem e identificação Fitoplâncton (câmara de Sedgewick Rafter)

As amostras foram realizadas pelo Laboratório de Hidrobiologia da CASAN. O Fitoplâncton foi amostrado em rede de plâncton de 10 μm , concentrado e conservado em Lugol, onde os microrganismos são dispostos em câmara reticulada de Sedgewick Rafter que possui a capacidade de 1 ml, com dimensões de (50 x 20 x 1) mm e quantificados sob o Microscópio óptico Olympus BX41. Na avaliação quantitativa do fitoplâncton foi utilizado o procedimento adaptado de JARDIN (2002) e visualizado em microscópio óptico invertido

COLEMANN modelo XDP-1, em aumento de 400x, sendo o número de retículos contados de 400 células da espécie mais abundante, permitindo uma margem de confiança de 95%. Para os indivíduos coloniais ou filamentos foram contados em média de 30 colônias e ou filamentos aleatoriamente, para um dado volume. Para a estimativa de células foram medidas 30 células aleatoriamente em diversos filamentos, resultando no tamanho médio da célula para a espécie. Em seguida, mediu-se o comprimento de 30 filamentos do táxon pequeno, obtendo um comprimento médio, o qual, dividido pelo comprimento médio previamente encontrado para a célula da espécie, resultou no número médio de células por filamentos. O cálculo de erro na contagem é dado segundo uma distribuição de Poisson, pois sua presença é aleatória e para um limite de confiança de 95%, de acordo com a equação 07:

$$\%Erro = \frac{2}{\sqrt{N}} * (100\%) \quad (14)$$

Onde: N = nº de unidades contadas.

C.9.1 – Método p/ Contagem e identificação Fitoplâncton (UTERMÖHL)

As amostras foram realizadas pelo Laboratório de Toxicologia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). O Fitoplâncton foi amostrado em rede de plâncton de 10 µm, concentrado e conservado em Lugol. Na identificação e quantificação das e cianobactérias e microalgas as amostras foram contadas em microscópio invertido, em câmaras de sedimentação, segundo método de UTERMÖHL (1958), sendo a documentação fotográfica realizada em microscópio óptico Olympus BX-40 acoplado a um microcomputador com programa de análise de imagem (Image Pro Plus), na qual procedeu-se da forma descrita a seguir.

- O volume sedimentado foi de 5 mL;
- O tempo de sedimentação foi em média de 20 horas;
- Como unidades de contagem (indivíduos) foram considerados os filamentos de cianobactérias;
- Os indivíduos foram contados em campos aleatórios;
- O número de campos foi o suficiente para alcançar, no mínimo, 400 indivíduos da espécie predominante.

Assim, segundo LUNG et al., (1958), o erro obtido é de 10% com grau de confiança de 95%. A densidade das cianobactérias foi calculada utilizando-se a fórmula proposta por TORGAN (1997):

$$\text{Indivíduo / mL} = \left(\frac{1\text{mL}}{\text{sc} \cdot \text{nc} \cdot \text{h}} \right) \cdot 10^9 \cdot \text{n}^\circ \text{ indivíduo contados} \quad (15)$$

Onde:

sc = superfície do campo (μm^2)

nc = número de campos contados

h = altura da câmara (mm)

C.10 – Ensaio enzimático (inibição da acetilcolinesterase)

As amostras foram enviadas ao Laboratório de Ecotoxicologia Enzimática do Departamento de Biologia Celular e Genética do Instituto de Biologia da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ), o qual desenvolveu a metodologia para água e alimentos baseada em soluções enzimáticas de acetilcolinesterase (ENZITOX), capazes de ativar os tionofosforados, possibilitando o uso irrestrito da enzima no monitoramento de todos os fosforados e carbamatos conforme descrito na Figura. 33 e 34.

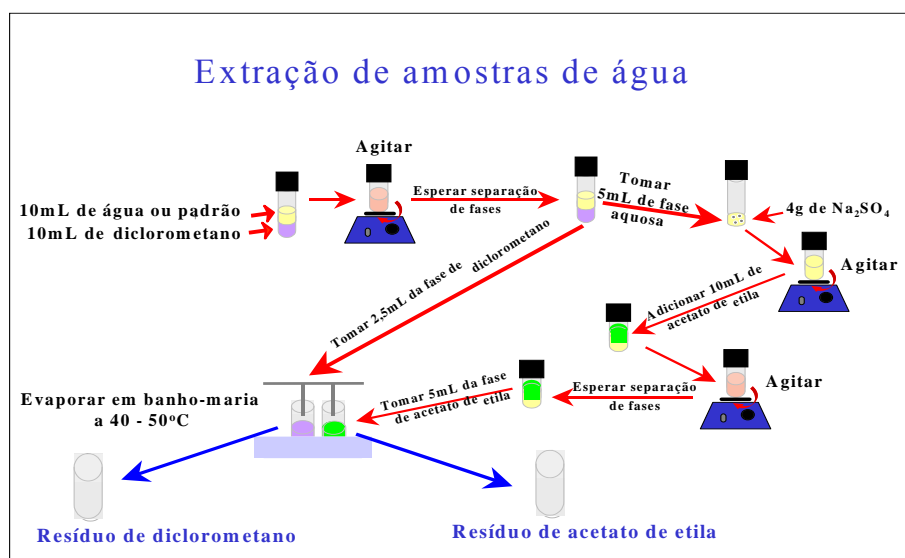


FIGURA 33 - Método de extração em amostras de água.

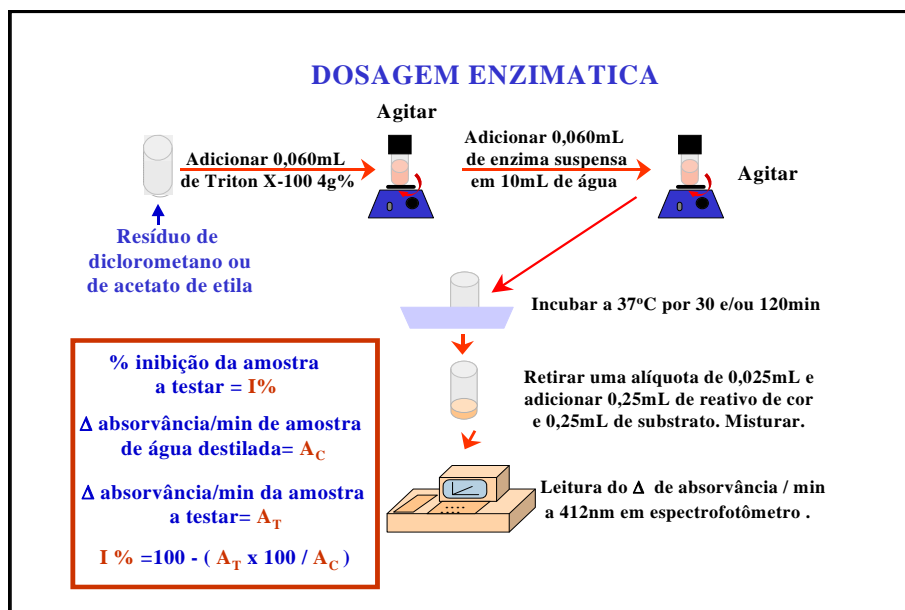


FIGURA 34 - Dosagem enzimática em amostras de água.

C.11 – Análise e identificação das cianotoxinas.

As amostras foram enviadas ao CCTTM - Laboratório de Estudos sobre algas nocivas da Universidade do Vale de Itajaí (UNIVALI). As metodologias utilizadas na identificação das cianotoxinas foram:

- STX equivalente [HPLC} método Oshima (1995);
- Microcistina [HPLC] método Harada et al., (1999);
- Cilindrospermopsina [HPLC] método Li et al., (2001).