



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA

Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental

Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental

**REMOÇÃO DE ALGAS ATRAVÉS DA ELETROFLOTAÇÃO -
TRATAMENTO ELETROLÍTICO SEGUIDO DE FILTRAÇÃO DIRETA NO
TRATAMENTO DE ÁGUA DE ABASTECIMENTO**

TELMO VIEIRA GARCIA

FLORIANÓPOLIS, SC – BRASIL

Maio 2002

TELMO VIEIRA GARCIA

**REMOÇÃO DE ALGAS ATRAVÉS DA ELETROFLOTAÇÃO -
TRATAMENTO ELETROLÍTICO SEGUIDO DE FILTRAÇÃO DIRETA NO
TRATAMENTO DE ÁGUA DE ABASTECIMENTO**

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

**Orientador:
Prof. Dr. Maurício Luiz Sens.**

FLORIANÓPOLIS - SC

Maio 2002

**“REMOÇÃO DE ALGAS ATRAVÉS DA ELETROFLOTAÇÃO - TRATAMENTO
ELETROLÍTICO SEGUIDO DE FILTRAÇÃO DIRETA NO TRATAMENTO DE
ÁGUA DE ABASTECIMENTO”**

TELMO VIEIRA GARCIA

Dissertação submetida ao corpo docente do programa de pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, como requisito parcial à obtenção do grau de:

MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL

na Área de Tecnologias de Saneamento Ambiental.

Aprovado por:

Prof. Mauricio Luiz Sens, Dr.
(Orientador)

Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.

Prof^ª. Rejane Helena Ribeiro da Costa, Dr^ª.

Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.
(Coordenador)

Prof. José Almir Rodrigues Pereira, Dr.

FLORIANÓPOLIS, SC – BRASIL
Maio 2002

*"De tudo temos três coisas:
A certeza que estamos sempre
começando;
A certeza que é preciso
continuar;
A certeza que podemos ser
interrompidos antes de terminar;
Fazer da interrupção um novo
caminho;
Fazer da queda um passo de
dança;
Do medo, uma escada;
Do sonho, uma ponte;
E da procura, um encontro".*

"Fernando Sabino"

AGRADECIMENTOS

Em especial ao professor Dr. Maurício Luiz Sens pelo grande incentivo, empenho e orientação.

A todos os professores e colegas da UFSC.

Aos colegas de trabalho Msc Leda Ribeiro, Msc Alessandra Bento, Luis Carlos Gomes, Sandra Pereira Feuser, Antonio Silveira e Patrice Barzan.

A minha filha Telma Garcia, a minha namorada Elis R. Manfroi e aos amigos Carlos Peres e Eliege Peres pelo incentivo e dedicação.

Ao Eng. Marcos Fabiano Tibúrcio, Diretor de operação da CASAN, Eng. Jair Sartorato pela disponibilização da estrutura da empresa.

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

O meu muito obrigado!

SUMÁRIO

LISTAS DE FIGURAS.....	IX
LISTAS DE TABELAS.....	XI
LISTA DE SIMBOLOS E ABREVIATURAS.....	XII
RESUMO.....	XIII
ABSTRACT.....	XIV
1. INTRODUÇÃO	15
2. OBJETIVOS.....	18
2.1 Objetivo Geral.....	18
2.2. Objetivos Específicos.....	18
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	19
3.1. ASPECTOS GERAIS DA LAGOA DO PERI.....	19
3.2. LAGOA DO PERI.....	20
3.2.1. Características fisiográficas da bacia da Lagoa do Peri.....	20
3.2.2. Características algal na Lagoa do Peri.....	22
3.2.3. Caracterização climatológica.....	25
3.2.4. Possíveis fontes de contaminação na Lagoa do Peri.....	25
3.3. FITOPLÂNCTON, DIVISÕES E SUAS CARACTERÍSTICAS.....	26
3.4. FATORES AMBIENTAIS QUE INFLUEM NO FITOPLÂNCTON.....	27

3.4.1. Suspensão e distribuição espacial.....	27
3.5. INFLUÊNCIA DAS ALGAS NA QUALIDADE DAS ÁGUAS E NO TRATAMENTO.....	27
3.6. ALGAS PRODUTORAS DE TOXINAS.....	31
3.6.1. Neurotoxinas.....	32
3.6.2. Hepatotoxinas.....	33
3.7. REMOÇÃO DE PRODUTOS METABÓLICOS DAS ALGAS.....	34
3.8. PROCESSO ELETROLÍTICO.....	35
3.8.1. Eletrólise, natureza da condutância eletrolítica.....	36
3.8.2. Equação geral da eletrólise.....	38
3.8.3. Formação e solubilidade dos gases.....	39
3.8.4. Densidade elétrica.....	40
3.8.5. Resistência elétrica.....	40
3.8.6. Condutividade.....	41
3.8.7. Intensidade da corrente elétrica.....	41
3.8.8. Potência e Energia consumida.....	41
3.8.9. Vantagens e limitações do processo eletrolítico.....	41
3.8.10. Parâmetros de controle no processo.....	43
3.8.11. Eletroquímica – Desinfecção por oxidação anódica.....	44
3.9. PROCESSO DE FILTRAÇÃO DIRETA DESCENDENTE.....	44
3.9.1 Comparação do filtrado em papel de filtro/instalação piloto.....	46
3.10. FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO.....	46
3.11. CARACTERÍSTICAS ORGÂNICAS E INORGÂNICAS.....	48
3.11.1 Componentes físico-químicos e microbiológicos.....	48
3.12. COMPONENTES MICROBIOLÓGICOS.....	52
3.13. DESINFECÇÃO.....	54
3.13.1 Subprodutos da desinfecção.....	55
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	57
4.1. METODOLOGIA APLICADA.....	57
4.1.1 Modelo experimental de sistema eletrolítico.....	58
4.1.2. Dimensionamento e parâmetros da célula eletrolítica.....	58
4.1.3. Seleção dos eletrólitos.....	59
4.1.4. Cálculo do volume da célula eletrolítica de fluxo contínuo.....	59

4.1.5 Cálculo da quantidade de eletrodos (n)	60
4.1.6. Cálculo dos parâmetros elétricos aplicados.....	61
4.1.7. Cálculo de “U” (tensão elétrica aplicada).	61
4.1.8. Cálculo da formação e solubilidade dos gases (H ₂ e O ₂)	62
4.1.9. Cálculo da densidade elétrica mínima de saturação.....	64
4.2. PROCEDIMENTOS E MÉTODOS DE ENSAIOS.....	65
4.2.1. Métodos de determinação.....	65
4.2.1.1 Componentes inorgânicos.....	66
4.2.1.2 Quantificação de algas e ensaios microbiológicos.....	67
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	70
5.1. Comparação da tensão calculada com a aplicada.....	70
5.2. Cálculo da formação dos gases (H ₂ e O ₂).....	71
5.3. Processo eletrolítico em fluxo contínuo.....	72
5.3.1. Teste do fluxo hidrodinâmico no reator.....	72
5.3.2. Parâmetros físicos – químicos da água bruta e coagulada eletroflotadas.....	73
5.3.3. Parâmetros microbiológicos da água bruta e coagulada – eletroflotada.....	76
5.3.4. Os filtrados das águas, bruta e coagulada – eletrooxidada.....	77
5.3.5. Remoção algas por eletroflotação.....	79
5.3.6. Cálculo de desgaste dos eletrodos.....	85
5.3.7. Cálculo da potência e energia consumida.....	86
6. CONCLUSÃO.....	87
6.1. Sugestões e recomendações.....	88
7. BIBLIOGRAFIA.....	89
8 ANEXOS.....	94
8.1. Fotos de algas presentes na água da Lagoa do Peri em abril 2002.....	94
8.2. Fotos dos flocos biológicos formados após tratamento eletrolítico da água.....	95
8.3. Legislação – Port. 1469 de 12/2000.....	95

LISTA DE FIGURAS

Figura 01: Foto da ETA na Lagoa do Peri.....	17
Figura 02: Foto da vista frontal da Lagoa do Peri.....	19
Figura 03: Foto da localização geográfica da Lagoa do Peri na ilha de Florianópolis.	21
Figura 04: Foto da <i>Cylindrospermopsis raciborski</i>	24
Figura 05: Foto da <i>Monoraphidium irregulare</i>	24
Figura 06: Foto da <i>Pseudoanabaena</i> sp.....	24
Figura 07: Esquema do sistema eletrolítico.....	58
Figura 08: Condutividade dos compostos químicos mais utilizado em tratamento de água...	59
Figura 09: Foto da colméia de eletrodos em alumínio.....	60
Figura 10: Comparação da tensão calculada com a tensão medida.....	70
Figura 11: Intensidade de saturação para a célula eletrolítica.....	71
Figura 12: Início do teste.....	73
Figura 13: Final do teste.....	73
Figura 14: Variação de pH.....	74
Figura 15: Variação de condutividade.....	74
Figura 16: Variação de cor.....	75
Figura 17: Variação de turbidez.....	76
Figura 18: Variação de C. totais e <i>E. coli</i>	76

Figura 19: Variação de cor dos filtrados das águas bruta e coagulada.....	78
Figura 20: Variação de turbidez nos filtrados das águas, bruta e coagulada.....	78
Figura 21: Variação de alumínio nos filtrados das águas, bruta e coagulada.....	78
Figura 22: Fotos do flocos biológicos formados após eletroflotação da água.....	81
Figura 23: Foto da vista superior e frontal do flotado.....	81
Figura 24: Fitoplâncton presente da Lagoa do Peri em 04/2002.....	82
Figura 25: Variação de algas após eletroflotação da água bruta.....	82
Figura 26: % de remoção de algas na água bruta eletroflotada.....	83
Figura 27: % de remoção de algas na água coagulada eletroflotada.....	83
Figura 28: % de remoção de espécies algais para taxa de 2,8 m/h da água bruta.....	83
Figura 29: % de remoção de espécies algais para taxa de 8,4 m/h da água bruta.....	84
Figura 30: % de remoção de espécies algais para taxa de 2,8 m/h da água coagulada.	84
Figura 31: % de remoção de espécies algais para taxa de 8,4 m/h da água coagulada.	85
Figura 32: <i>Botriococcus sp</i>	94
Figura 33: <i>Botriococcus sp</i>	94
Figura 34: <i>Melosira sp</i> (400x)	94
Figura 35: <i>Cylindrospermopsis sp</i>	94
Figura 36: <i>Cylindrospermopsis sp</i>	94
Figura 37: <i>Staurastrum sp</i>	94
Figura 38: Fotos de algumas algas presentes na água bruta.....	95
Figura 39: Fotos dos flocos biológicos formados após eletroflotação da água.....	95

LISTA DE TABELAS

Tabela 01: Distribuição do fitoplâncton da Lagoa do Peri entre 03/0998 à 07/1998..	22
Tabela 02: Composição da manipueira.....	25
Tabela 03: Estado trófico, características gerais das águas e algas dominantes.....	28
Tabela 04: Algas que comumente obstruem filtros, por gravidade e lentos.....	28
Tabela 05: Problemas adicionais causados por algas na água de abastecimento.....	29
Tabela 06: Odores, gostos e sensações associadas com algas presentes na água.....	30
Tabela 07: Toxinas de algas cianofíceas (cianobactérias) e seus efeitos.....	32
Tabela 08: Valores calculados de “E” e “ α ” para algumas substâncias.....	39
Tabela 09: (CS) coeficiente de solubilidade de gases na água.....	40
Tabela 10: Condutividade da Lagoa do Peri no ano 2000/ 2001 em $\mu\text{s}/\text{cm}$	59
Tabela 11: Cálculo da densidades elétricas.....	61
Tabela 12: Cálculo das tensões elétricas.....	62
Tabela 13: Volume do gás hidrogênio formado (20°C e 760 mm de hg).....	63
Tabela 14: Volume do gás oxigênio formado (20°C e 760 mm de hg).....	63
Tabela 15: Tensão medida e a tensão calculada para $l = 1,4 \text{ cm}$	70
Tabela 16: Resultados obtidos no reator eletrolítico para a água bruta eletroflotada.....	73
Tabela 17: Resultados obtidos no reator eletrolítico para a água coagulada.....	74
Tabela 18: Resultados obtidos no filtrado da água bruta eletroflotada.....	77
Tabela 19: Resultados obtidos no filtrado da água coagulada eletroflotada.....	77
Tabela 20: Resultados obtidos na remoção de algas na água bruta eletroflotada	80

Tabela 21: Resultados obtidos na remoção de algas na água coagulada eletroflotada....	81
Tabela 22: Padrão de aceitação para água de consumo humano.....	95
Tabela 23: Padrão de potabilidade química que representam risco à saúde.....	95

LISTA DE SIMBOLOS E ABREVIATURAS

α	- Equivalente eletroquímico
γ	- Condutividade elétrica
$\mu\text{S/cm}$	- MicroSiemens por cm
ρ	- Peso específico
A	- Ampére
CAP	- Carvão ativado em pó
C	- Comprimento
E	- Equivalente-grama
ETA	- Estação de tratamento de água
h	- Altura
i	- Intensidade de corrente elétrica
J	- Densidade elétrica
L	- Comprimento do fluxo
MON	- Material orgânico natural
mm	- Milímetros
NMP/100mL	- Número mais provável por 100 mL
NO	- Não observado
P	- Potência elétrica
<u>pH</u>	- Potencial hidrogênionico
R	- Resistência elétrica
S	- Área da face da placa
t	- Tempo
Tdh	- Tempo de detenção hidráulica

THM	- Trihalometano
U	- Tensão elétrica
u	- Unidade de massa atômica
uC	- Unidade de cor
uT	- Unidade de turbidez
V	- Volts

RESUMO

O processo Eletrolítico se apresenta como uma alternativa viável para remoção de algas em mananciais que apresentam grande quantidade delas. As algas presentes na água da Lagoa do Peri influem diretamente no sistema de tratamento de Filtração Direta aplicada, prejudicando o funcionamento das unidades da ETA, que apresenta operacionalmente curtas carreiras de filtração. Desta forma testou-se o processo Eletrolítico para a água Bruta e Coagulada com Sulfato de Alumínio, o qual forneceu vantagens de ser utilizado como um pré-tratamento, em que as algas são removidas por eletroflotação e filtração direta. Observou-se que, para a Eletroflotação ocorrer, foi suficiente manter a Densidade Elétrica mínima de saturação dos gases no volume da célula eletrolítica em 2 A/m^2 e apresentou uma remoção de 76,3% e 79,1% do Fitoplâncton total após Eletroflotação com Água Bruta e Coagulada. Bem como apresentou uma redução na Cor de 67,9% da Água Bruta e 95% para Coagulada.

Palavras chaves: Eletroflotação, Tratamento Eletrolítico, Remoção de algas, Tratamento de Água, Filtração Direta.

ABSTRACT

The Electrolyte process shows itself as a viable alternative for removal the algae in the source water that presents a large quantity of them. The algae present in the water of Peri lake influences directly the applied Direct Filtration system of treatment, prejudicing the functioning of the water treatment station's (ETA) units where operationally short filtration cycles are present. In this way, the Electrolytic process for natural and coagulated water with aluminum sulfate was tested which supplied advantages for being used as a pre-treatment process where the algae are removed by electro-floatation and direct filtration. It was observed that for Electro-floatation to occur, it was sufficient to maintain the minimum electrical density of saturation of the gases in the volume of electrolyte cells, which needed the 2 A/m^2 and presented a removal of 76.3% e 79.1% of total Phitoplankton after Electro-floatation with natural and coagulated water, as well as presenting a reduction in color of 67.9% for the natural water and 95% for the coagulated water.

Key Words: Electro-floatation, Electrolytic Treatment, Removal of Algae, Treatment of the water, Direct Filtration

REMOÇÃO DE ALGAS ATRAVÉS DA ELETROFLOTAÇÃO - TRATAMENTO ELETROLÍTICO SEGUIDO DE FILTRAÇÃO DIRETA NO TRATAMENTO DE ÁGUA DE ABASTECIMENTO

1. INTRODUÇÃO

O meio ambiente atual é fruto do processo histórico de transformação sócio-econômica da humanidade. Durante o período da industrialização acelerada após a Segunda Guerra Mundial e da explosão demográfica, verificou-se que as metas de crescimento econômico sobrepujaram-se a quaisquer dos objetivos de preservação ambiental. O modelo de desenvolvimento adotado revelou, rapidamente, sua insustentabilidade por ser um agente de quebra de equilíbrio ecológico.

A água para o consumo humano deve preencher condições mínimas para ser ingerida ou utilizada para fins higiênicos, o que se consegue por meio das estações de tratamento quando a água do manancial oferece riscos à saúde pública. A tecnologia convencional de tratamento de água não é capaz de remover doses microscópicas de substâncias tóxicas, que podem causar doenças crônicas, se ingeridas por longo tempo.

As alterações de qualidade da água devido às florações de algas podem influir direta ou indiretamente no sistema de abastecimento, prejudicando o funcionamento das unidades da ETA, reservatórios, rede de distribuição e aumentando os custos com produtos químicos. Dentre os principais problemas observados nos sistemas de abastecimento de água devido à presença de algas nos mananciais, destacam-se: o aumento no consumo de insumos químicos, formação de flocos leves, aumento de turbidez na água decantada, colmatação do leito filtrante, aumento no consumo de cloro, redução da eficiência da desinfecção e possibilidade de formação de THM (trihalometano), ocorrência de sabor e odor (DI BERNARDO, 1995).

A água pode apresentar uma variedade de impurezas, destacando-se as partículas coloidais, substâncias húmicas e microrganismos em geral. Tais impurezas apresentam carga superficial negativa, impedindo que as mesmas aproximem-se umas das outras,

permanecendo no meio, se suas características não forem alteradas. Para que as mesmas possam ser removidas, o que se obtém através da coagulação, floculação, sedimentação (ou flotação) e filtração. As unidades de sedimentação, historicamente, foram amplamente utilizadas como sendo uma maneira, relativamente simples e eficiente, de se efetuar o pré-tratamento de grande parte das águas superficiais destinadas ao abastecimento. Entretanto, a existência de situações não favoráveis ao emprego do processo de sedimentação vem estimulando a busca de outras tecnologias capazes de responder às dificuldades com maior eficiência.

A flotação por ar dissolvido surgiu como uma das tecnologias mais promissoras para solucionar os problemas das unidades de sedimentação em estações convencionais de tratamento de água, pois certas partículas, devido à baixa densidade, apresentam pequena velocidade de sedimentação (ou, às vezes, uma tendência à flutuação) após coagulação e floculação. Assim, grande parte dos flocos formados nestes casos não sedimenta nos decantadores, sobrecarregando as unidades de filtração subseqüentes. No entanto, a crescente importância de patógenos emergentes como agentes etiológicos de doenças veiculadas pela água e pelo esgoto tem levado a investigações da prevalência destes microorganismos em corpos d'água, em sistemas de abastecimento de água e em sistemas de esgotamento sanitário de várias cidades no mundo.

A presença de grande quantidade de espécimes de algas azuis (*Cianofíceas*) na água da Lagoa do Peri, cujo manancial é utilizado no abastecimento de água potável no Sul e Costa Leste da Ilha de Florianópolis representada pela figura 01, a qual possui um sistema de tratamento (ETA) de Filtração Direta, localizado na praia de Armação e apresenta operacionalmente curtas carreiras de filtração, devido ao grande número de algas presentes. O que necessita de um pré-tratamento que remova o fitoplâncton sem rompimento celular, pois, se o fizer, pode estar liberando as toxinas na água, se algumas espécies de *Cianofíceas* presentes forem tóxicas e também deverá fornecer condições para oxidá-las, bem como promover a melhoria nas características físicas, organolépticas com baixo custo de implantação e operação.

O processo eletrolítico em relação aos custos de operação foi motivo de muita controvérsia no início do século XX, quando se aplicou o processo para esgoto doméstico, e se criou o preconceito de alto custo, estendido até hoje, uma vez que os resultados provando a eficácia do processo foram reportados na mesma época (BRITO,

1943; WIENDL, 1985). O processo eletrolítico possui vantagens sobre os processos de purificação de água e esgoto, visto que a ação química tem lugar em um estado nascente e, por conseguinte, opera de maneira mais poderosa.

Segundo WAGNER e HUDSON (1982), a grande restrição da tecnologia à filtração direta está relacionada com a necessidade da água bruta, possuir baixos limites de Cor e Turbidez. WIENDL (1998) cita que testes preliminares efetuados em bancada em laboratório da UNICAMP mostraram que tanto a Cor como Turbidez de águas brutas de um rio altamente poluído por esgotos sanitários e resíduos industriais podem ser significativamente reduzidos por efeito de uma rápida eletrólise.



Figura 01 – Foto da ETA Lagoa do Peri.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Avaliar o desempenho do tratamento eletrolítico (eletroflotação) seguido de filtração direta na remoção do fitoplâncton na água da Lagoa do Peri.

2.2. Objetivos Específicos

- Dimensionar um eletroflotador em função da intensidade de corrente elétrica mínima de saturação de gases no volume da célula eletrolítica.
- Avaliar a eficiência do sistema eletrolítico através dos parâmetros físico-químicos.
- Quantificar e identificar o fitoplâncton na entrada, saída do eletroflotador e no filtrado
- Comparar a eficiência de remoção do fitoplâncton no sistema eletrolítico com diferentes taxas de aplicação superficial.

Neste contexto, visiona-se dimensionar um eletroflotador e verificar a remoção do fitoplâncton, bem como avaliar o processo eletrolítico no tratamento da água da Lagoa do Peri através do tratamento eletrolítico seguido de filtração direta.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. ASPECTOS GERAIS DA LAGOA DO PERI

A Lagoa do Peri é o manancial utilizado pela CASAN (Companhia Catarinense de águas e Saneamento) para abastecer o sul e a costa leste da Ilha de Florianópolis, a qual situa-se na faixa sudeste da Ilha de Santa Catarina, enriquece a morfologia costeira, diversificada na porção central do litoral catarinense. 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, representada pela figura 02. Ligeiramente acima do nível oceânico, tendeu a se comportar como uma lagoa suspensa. A circunstância de se comportar como “Lagoa suspensa” facilitou a rápida dessalinização, assegurada pela recepção de fluxos fluviais e de água de escoamento superficial difuso proveniente das precipitações pluviais. Assim, ao mesmo tempo em que reúne condições de potabilidade em relação a suas águas, tornou-se habitat de espécies de peixes e crustáceos (POLI *et al.*, 1978).



Figura 02 – Foto da vista frontal da Lagoa do Peri

3.2. LAGOA DO PERI

3.2.1. Características Fisiográficas da Bacia da Lagoa do Peri

A bacia hidrográfica da Lagoa do Peri está situada na parte sul da Ilha de Santa Catarina, aos 27° 43' 30" de latitude Sul e 48° 32' 18" de longitude Oeste e com uma área de drenagem aproximada de 20,3 Km². Possui dois grandes mananciais que a alimentam: o rio Cachoeira Grande e o rio Ribeirão Grande. Como características fisiográficas o rio Cachoeira Grande é um rio de 3^a ordem e apresenta uma área de drenagem de 1,66 km², com uma densidade de drenagem de 2,15 km/km² e um comprimento total de rios de 3,5 km. Sua nascente situa-se na cota 280 m, sendo que os primeiros 750 m apresentam uma declividade de 0,24 m/m. No curso médio, com extensão de 350 m, sua declividade é de 0,25 m/m e, nos últimos 70 m, sua declividade passa a ser de 0,1 m/m (SILVA *et al.*, 1989).

O outro manancial o rio Ribeirão Grande é um rio de 4^a ordem e apresenta uma área de drenagem de 6,98 km² e uma densidade de drenagem de 2,15 km/km². A nascente do rio Ribeirão Grande está situada a 285 m de altitude. Com relação à declividade, o rio foi subdividido em cinco trechos: os primeiros 760 m apresentam uma declividade de 0,15 m/m, 610 m com 0,2 m/m, 1830m com 0,03 m/m, 600 m com declividade de 0,17 m/m e o último trecho com uma extensão de 825 m e declividade de 0,01 m/m (IPUF, 1978).

A Lagoa do Peri apresenta uma área média de 5,072 km² e um volume aproximado de 21,2 milhões de m³, com uma precisão de +/- 100.000 m³. Sua profundidade média é de 4,18m para um nível de água (NA) de 2,144m, com profundidade máxima de 11,0m. A lagoa revela-se simétrica em suas margens laterais, caracterizando-se por taludes relativamente íngremes. Nos seus extremos NE e SW áreas mais suaves e no centro relativamente plano. Localiza-se ao sudeste da Ilha de Santa Catarina, na área do Parque da Lagoa do Peri (regulamentado pela Lei Municipal 1828, decretada pela Lei nº 091/82), situado a 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 20,1Km² (LAPOLLI *et al.*, 1990), sendo que o espelho d'água da Lagoa compreende uma área de 5,07 Km².

A Lagoa enquadra-se como lagoa costeira, porque se originou de um braço de mar e mantém ligações com o mesmo. Atualmente, a Lagoa mantém contato permanente com o mar, através de um canal de despejo. O corpo Lagunar é limitado a oeste por uma topografia acidentada, com altitudes de até 500 m. A leste, a lagoa é limitada por uma estreita faixa de Restinga, que a separa do mar. Ela também é limitada por encostas ao sul e ao norte, sendo que estão ocupadas pela Floresta Pluvial Atlântica. Ao sul, no baixo curso do Rio Ribeirão Grande, ocorre um delta, dentro de uma planície formada por sedimentos provenientes do relevo. Tal processo permanece ativo e se evidencia pela vegetação que se instala. (LAPOLLI *et al.*, 1990).

A ligação com o Oceano Atlântico foi afetada a partir do Rio Sangrador, que teve parte de seu curso retificado em 1975 com o objetivo de controlar o alagamento das terras marginais ao canal em períodos de cheias na Lagoa, (IPUF, 1978). A correção do curso deste canal de deságüe fez com que grande quantidade do volume de água da Lagoa fosse perdida o que, posteriormente foi parcialmente corrigido, ficando, porém, a um metro abaixo de seu nível original (SNIZEK & CANOZZI, 1988). A Secretaria de Urbanismo e Saúde Pública da Prefeitura Municipal de Florianópolis construiu uma barragem na entrada do canal da Lagoa, elevando o nível da água em cerca de 1m.

Muito embora, a Lagoa esteja em contato com o mar, representado pela figura 03, a sua localização geográfica, esta não é afetada pelas oscilações de maré, ocorrendo um único direcionamento do fluxo.



Figura 03 – Foto da localização geográfica da Lagoa do Peri na Ilha de Florianópolis.

A forma de agrupamento humano também se diferencia no interior do Parque, com comunidades voltadas para atividades agrícolas, associadas à fabricação da farinha

de mandioca e da cachaça de cana, para a população da restinga com uma diversificada atividade ocupacional. Segundo LAPOLLI *et al.*, (1990) a ocupação humana está representada de maneira qualitativa e temporal. Verificou que a ocupação humana sofreu variações no interior do Parque. Além da beleza cênica do local, que propicia a ocupação flutuante.

3.2.2. Características Algal na Lagoa do Peri

No estudo apresentado pelo NEMAR (1998), representado pela tabela 01, de acordo com o enquadramento taxonômico feito por VAN DEN HOEK, MANN & JAHNS, (1995), em amostras de rede na Lagoa do Peri, as classes *Cyanophyceae* e *Zygnemaphyceae* apresentaram-se como as mais constantes. Porém, com base nas análises qualitativas e quantitativas, considerou a classe *Cyanophyceae* como a mais importante na Lagoa do Peri, no período 03 a 07/1998.

A *C. raciborski* é uma espécie presente na Lagoa do Peri e potencialmente produtora de hepatotoxinas. A literatura relata casos de intoxicação causada pela cilindrospermopsina sendo o mais conhecido o ocorrido na Austrália, onde 138 pessoas tiveram uma severa hepatoenterite, após o uso de água de um reservatório, e que havia sido aplicado sulfato de cobre, para controlar uma floração de algas (HAWKINS *et al.*, (1997) apud NEMAR (1998)). Algumas algas azuis produzem produtos metabólicos que conferem sabor e odor a água, que podem ser tóxicos ao ser humano e serem precursores de compostos organoclorados. A presença de cianofíceas em corpos d'água, do mundo todo, já é um fato conhecido.

Tabela 01 – Distribuição do fitoplâncton da Lagoa do Peri entre 03/0998 à 07/1998.

	16/03/98							27/04/98							06/01/98							07/07/98												
	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7						
EUGLENOPHYCEAE																																		
<i>Euglena sp.</i>								x	x	x	x			x														x		x				
<i>Trachelomonas lacustris var. ovalis</i>	x	x																																
<i>Trachelomonas superba</i>				x		x	x							x	x	x																		
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>	x	x		x											x	x	x																	x
CHLOROPHYCEAE																																		
<i>Actinastrum aciculare f. minimum</i>							x																											
<i>Botryococcus protuberans</i>	x	x		x	x	x								x																				
<i>Botryococcus sp</i>	x			x	x	x																												x
<i>Chlorella homosphaera</i>							x																											x
<i>Coelastrum polychordum</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x							
<i>Coelastrum proboscideum</i>				x																														
<i>Coelastrum pulchrum</i>				x	x																													
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x							
<i>Golenkinia paucispina</i>		x																																x

As espécies algais presente em 75% das amostras de rede na Lagoa do Peri, foram:

- a) Cyanophyceae: *Aphanothece comasii*, *Cylindrospermopsis raciborski*, *Mycrocystis wesenbergii*, *Planktolyngbya limnetica*, *Pseudanabaena galeata*.
- b) Bacillariophyceae: *Aulacoseira ambigua*.
- c) Dinophyceae: *Peridinium volzii*, *Peridinales sp.*
- d) Chlorophyceae: *Coelastrum polychordum*, *Dictyosphaerium ehrenbergianum*, *Monoraphidium irregulare*.
- e) Zygnemaphyceae: *Cosmarium bioculatum var. depressum*, *Staurastrum muticum*, *Staurastrum sp.*, *Staurastrum tetracerum*, *Staurodesmus cuspidatus*.

A *Cylindrospermopsis raciborski* (figura 04) destacou-se como a espécie dominante entre 03/0998 à 07/1998. Nos 1° e 2° meses, a espécie *Monoraphidium irregulare* (figura 05) foi abundante em todas as estações e a espécie *Pseudanabaena* (figura 06) foi abundante também no 1° mês. Nos 3° e 4° meses, a dominância de *Cylindrospermopsis raciborski* (figura 04) foi absoluta, porque não se constatou a presença de espécies abundantes, atingindo densidades médias que corresponderam respectivamente a 84,4 e 80% da densidade total.

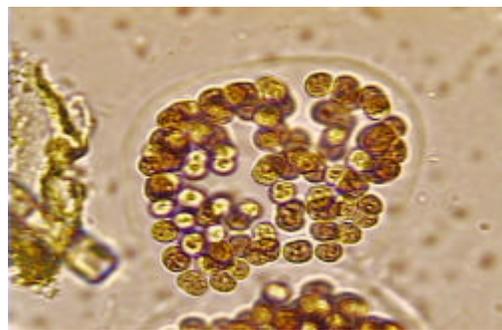


Figura 04 – Foto da *Cylindrospermopsi sp.* Figura 05 – Foto da *Monoraphidium irreg.*



Figura 06 – Foto da *Pseudoanabaena sp*

3.2.3. Caracterização Climatológica

A caracterização climática da Lagoa do Peri, segundo a metodologia proposta por Koeppen, é de clima úmido, sendo estação chuvosa definida, temperatura do mês mais frio foi em julho (16,6 °C) e a temperatura do mês mais quente superior foi em fevereiro (25,3°C). As médias mensais utilizadas nesta classificação são as referentes à Estação Meteorológica do DEPV/Aeronáutica, devido à proximidade com a área de estudo (MIRANDA, G. Jr. 1998).

3.2.4. Possíveis Fontes de Contaminação na Lagoa do Peri

Uma atividade que ocorre sazonalmente (outono – inverno) pode ser causadora de lançamento de efluentes no interior da Lagoa do Peri: a fabricação de farinha de mandioca. A mandioca contém *glicosídeos cianogênicos* que, em hidrólise, produzem o composto HCN, que é um dos mais poderosos venenos conhecidos, paralisando a cadeia respiratória, interferindo na atividade enzimática, e afetando, com isso, todas as formas de vida. No processo de fabricação da farinha, as águas de lavagem e prensagem são eliminadas e, no caso da Lagoa do Peri, escorrem por riachos e córregos até chegar ao seu interior. Uma tonelada de mandioca produz cerca de 300 litros de manipueira (água de prensagem da massa da mandioca), apresentada na tabela 02. O potencial tóxico e poluente da manipueira é agravado principalmente por ser a linamarina (um dos glicosídeos cianogênicos) muito solúvel em água, existindo relatos de morte de animais que beberam da água onde ocorrem descargas desta natureza, sendo a morte de peixes um fato comum (TAKAHASHI, 1987).

Tabela 02 - Composição da manipueira.

PARÂMETRO	VALOR
Umidade	93,73 (%)
Sólidos totais	6,23 (%)
pH	4,60
Demanda Químico de Oxigênio	73,97 (mg/l)
CN ⁻	46,00 (ppm)
Nitrogênio	0,25 (%)
Fósforo	0,34 (%)

Fonte: TAKAHASHI, (1987).

3.3. FITOPLÂNCTON, DIVISÕES E SUAS CARACTERÍSTICAS

Os organismos mais representativos do plâncton compreendem as algas, bactérias, protozoários, rotíferos, cladóceros, copépodos e algumas larvas. O plâncton geralmente constituiu 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* ou *plâncton vegetal* e *zooplâncton* ou *plâncton animal* e muitas formas flageladas fotossintetizantes são consideradas como *fitoplâncton* por alguns autores e como *zooplâncton* por outros. Os fisiologistas consideram as cianofíceas como bactérias (*cianobactérias*) e os taxonomistas as consideram como algas azuis. O plâncton 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. O plâncton é amostrado nos ambientes aquáticos por intermédio de redes com malhas de diferentes aberturas, geralmente de 10 a 25 μm ou é realizada a coleta de amostras de água que são posteriormente submetidas à centrifugação. Os grupos mais importantes do zooplâncton que têm significado sanitário e que também podem influir 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. Cada lago apresenta variações sazonais na composição do *fitoplâncton* e as atividades antrópicas acarretam mudanças substanciais na sua comunidade planctônica.

Os ambientes aquáticos e, em especial os lagos, 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).

3.4. FATORES AMBIENTAIS QUE INFLUEM NO FITOPLÂNCTON

3.4.1. Suspensão e Distribuição Espacial

Na definição do plâncton é enfatizada a condição de “vida em suspensão”. Os organismos planctônicos tendem a sedimentar em águas não turbulentas, pois a componente do protoplasma, com exceção dos lipídios, tem massa específica maior que a da água. A massa específica da maioria dos organismos planctônicos é da ordem de 1,01 a 1,03 vezes maior que a da água. As formas não móveis do plâncton, ou seja, a maioria das algas tende a sedimentar e são exatamente as que precisam manter-se na zona fótica. A sedimentação das algas pode ser influenciada por algumas características que aumentam o coeficiente de arrasto ou a massa específica do indivíduo. A flotabilidade das algas aumenta com a produção de vesículas de gás nas algas azuis e com a formação de envoltórios gelatinosos nas diatomáceas, clorofitas e desmideas. Os Lagos apresentam variações acentuadas de parâmetros físicos e químicos, especialmente na direção vertical e, considerando os fatores bióticos tais como a mobilidade dos indivíduos, a taxa de crescimento das distintas espécies e predação, etc. Não se deve esperar uma distribuição homogênea e uniforme das populações aquáticas, de forma que o plâncton tende a agrupar-se formando nuvens ou “manchas”. A distribuição horizontal é muito heterogênea, enquanto a vertical depende do grau de estratificação e dos períodos de mistura, o que é função da turbulência, disponibilidade de luz e da concentração de nutrientes. Algumas formas móveis do fitoplâncton, tais como *Peridinium*, *Mallomonas*, *Ceratium* e *Volvox* efetuam movimentos ascendentes e descendentes periódicos, devido à presença da radiação solar no período diurno, de modo que as migrações acontecem principalmente em zonas não turbulentas (DI BERNARDO, 1995).

3.5. INFLUÊNCIA DAS ALGAS NA QUALIDADE DAS ÁGUAS E NO TRATAMENTO

A grande quantidade de fitoplâncton dificulta o tratamento de águas, pois a mais simples implicação causada é a obstrução dos filtros até a liberação de Toxina presentes

em algumas espécies. Então é preciso ter o conhecimento dos gêneros e de algumas espécies das algas dominantes que afetam a qualidade da água por produzirem Odor, Sabor e também por influírem significativamente na coagulação química, decantação, filtração. E também por serem tóxicas ao ser humano ou por produzirem subprodutos metabólicos, que em presença de Cloro, formam compostos cancerígenos. As tabelas 03, 04, 05 e 06 apresentam espécies, gêneros e problemas associados às algas:

Tabela 03 - Estado Trófico, características gerais das águas e algas dominantes.

Estado trófico	Caract. gerais da água	Gêneros dominantes	Outras algas que podem estar presentes
<i>Oligotrófico</i>	Ligeiramente ácida; baixa salinidade.	<i>Desmídeas: Staurodesmus, Staurastrum.</i>	<i>Sphaerocystis; Gloeocystis; Rhizosolenia; Tabellaria.</i>
<i>Oligotrófico</i>	Neutra a ligeiramente alcalina; pobre em nutrientes.	<i>Diatomáceas: especialmente Cyclotella e Tabellaria</i> <i>Crisofíceas: especialmente Dinobryon e Mallomonas.</i> <i>Chlorococcales: Oocystis</i>	<i>Algumas espécies de Asterionella, Melosira e Dinobryon. Outras Crisofíceas, tais como Synura, Uroglena.</i>
<i>Oligotrófico</i>	Neutra a ligeiramente alcalina; geralmente pobre em nutrientes; comum em lagos pouco profundos do Ártico.	<i>Dinoflagelados: Peridinium e Ceratium</i>	<i>Pequenas Crisofíceas, Criptofíceas e Diatomáceas.</i>
<i>Mesotrófico</i>	Neutra a ligeiramente alcalina	<i>Dinoflagelados: Peridinium e Ceratium</i>	<i>Glenodinium</i>
<i>Eutrófico</i>	Alcalina; rica em nutrientes.	<i>Diatomáceas: especialmente Asterionella, Fragilaria, Synedra, Stephanodiscus e Melosira.</i>	<i>Muitas algas verdes e azuis durante os períodos quentes do ano</i>
<i>Eutrófico</i>	Usualmente alcalina; rica em nutrientes; comum em lagos temperados em períodos quentes ou em lagos tropicais enriquecidos.	<i>Algas azuis: especialmente Anacystis, Aphanizomenon, Anabaena.</i>	<i>Outras algas azuis; Euglenofitas.</i>

Fonte: DI BERNARDO, (1995).

Tabela 04 - Algas que comumente obstruem filtros, por gravidade e Lentos.

GRUPO	ESPÉCIE
Algas Azuis (<i>Myxophyceae</i>)	<i>Anabaena flos-aquae, Anacystis dimidiata (Chroococcus turgidus), Rivularia dura, Gloeotrichia achinulata, Oscilatória amphibia, Oscilatória chalybea, Oscilatória ornata, Oscilatória princeps, Oscilatória pseudogeminata, Oscilatória rubescens, Oscilatória splendida.</i>
Algas Verdes (não móveis <i>Chlorophyceae</i> , etc)	<i>Chlorella pyrenoidosa, Cladophora aegagropila, Closterium moniliferum, palmella mucosa, Dichotomosiphon tuberosus, Dictyosphaerim pulchellum, Hydrodictyon reticulatum, Mougeotia sphaerocarpa, Spirogyra porticalis, Tribonema bombycinum, Ulothrix variabilis, Zygnema insigne.</i>
Diatomáceas (<i>Bacillariophyceae</i>)	<i>Asterionella formosa, Cyclotella meneghiniana, Cymbella ventricosa, Diatoma vulgare, Frangilaria crotonensis, Melosira granulata, Melosira varians, Navicula graciloides, Navicula lanceolata, Nitzschia palea, Stephanodiscus.</i>
Flagelados pigmentados (<i>Chrysophyceae</i>)	<i>Dinobryon sertularia, Peridinium wisconsinense, Trachelomas crebea.</i>

Fonte: DI BERNARDO (1995).

Tabela 05 - Problemas adicionais causados por algas na água de abastecimento.

Problemas e algas	Grupo	Problemas e algas	Grupo
Algas que produzem lodo	algal	Algas persistentes no sist. de distrib.	algal
<i>Anacystis (Aphanocapsa, Gloecapsa)</i>	Azul	<i>Anacystis</i>	Azul
<i>Batrachoespermum</i>	vermelha	<i>Asterionella</i>	Diatomácea
<i>Chaetophora</i>	verde	<i>Chlorella</i>	Verde
<i>Cymbella</i>	Diatomácea	<i>Chlorococcum</i>	verde
<i>Euglena sanguínea var furcata</i>	Flagelado	<i>Closterium</i>	Verde
<i>Gloeotrichia</i>	Azul	<i>Coelastrum</i>	Verde
<i>Gomphonema</i>	Diatomácea	<i>Cosmarium</i>	Verde
<i>Oscillatoria</i>	Azul	<i>Cyclotella</i>	Diatomácea
<i>Palmell</i>	Verde	<i>Dinobryon</i>	Flagelado
<i>Phormidium</i>	Azul	<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	Verde
<i>Spirogyra</i>	Verde	<i>Epithemia</i>	Diatomácea
<i>Tetraspora</i>	Verde	<i>Euglena</i>	Flagelado
Algas que causam coloração na água		<i>Gomphosphaeria aponina</i>	Azul
<i>Anacystis</i>	Azul	<i>Scenedesmus</i>	Verde
<i>Ceratium</i>	Flagelado	<i>Synedra</i>	Diatomácea
<i>Chamydomonas</i>	Flagelado	Algas tóxicas de água doce	
<i>Chlorella</i>	Verde	<i>Anabaena</i>	Azul
<i>Cosmarium</i>	Verde	<i>Anabaena circinalis</i>	Azul
<i>Euglena orientalis</i>	Flagelado	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Azul
<i>Euglena rubra</i>	Flagelado	<i>Anabaena lemmermanni</i>	azul
<i>Euglena sanguínea</i>	flagelado	<i>Anacystis (Microcystis)</i>	Azul
<i>Oscillatoria prolifica</i>	Azul	<i>Anacystis cyanea (Microcystis aeruginosa)</i>	Azul
<i>Oscilatória rubescens</i>	azul	<i>Anacystis cyanea (microcystis flos-aquae)</i>	azul
Algas que causa corrosão do concreto		<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	Azul
<i>Anacystis (Chroococcus)</i>	azul	<i>Gloeotrichia echinulata</i>	Azul
<i>Chaetophora</i>	verde	<i>Gloeotrichia pisum</i>	Azul
<i>Diatoma</i>	diatomácea	<i>Gomphosphaeria lacustris</i>	Azul
<i>Euglena</i>	flagelado	<i>(Coelosphaerium kuetzinglanum)</i>	Azul
<i>Phormidium</i>	azul	<i>Lynbva contorta</i>	Azul
<i>Phytoconis (Protococcus)</i>	verde	<i>Nodularia spumigena</i>	Azul
Algas que interferem na coagulação		<i>Rivularia fluitans</i>	Azul
<i>Anabaena</i>	azul	Algas que diminuem a dureza da água	
<i>Asterionella</i>	diatomácea	<i>Anabaema</i>	Azul
<i>Euglena</i>	flagelado	<i>Aphanizomenon</i>	Azul
<i>Gomphosphaeria</i>	azul	<i>Cosmarium</i>	Verde
<i>Synedra</i>	Diatomácea	<i>Scenedesmus</i>	Verde
Alga que causa corrosão do aço		Algas aquáticas parasitas	
<i>Oscillatoria</i>	Cianofícea	<i>Oodinium ocellatum</i>	Dinoflagelado
		<i>Oodinium limneticum</i>	Dinoflagelado

Fonte: DI BERNARDO, (1995).

Tabela 06 - Odores, gostos e sensações associadas com algas presentes na água.

Gênero das algas	Grupo algal	Odor quanto à quantidade		Gosto	Sensação
		Moderada	Abundante		
<i>Actinastrum</i>	verde		Capim, bolor.		
<i>Anabaena</i>	azul	Capim, nastúcio, bolor.	Séptico		
<i>Anabaenopsis</i>	azul		Capim		
<i>Anacystis</i>	azul	capim	séptico	Doce	
<i>Aphanizomenon</i>	azul	Capim, nastúcio, bolor.	séptico	doce	Seco
<i>Asterionella</i>	diatomácea	Gerânio, picante.	Peixe		
<i>Ceratium</i>	flagelado	peixe	séptico	Amargo	
<i>Chara</i>	verde	Gambá, alho.	Deteriorado, alho.		
<i>Chlamydomonas</i>	flagelado	Bolor, capim.	Peixe, séptico.	doce	Viscoso
<i>Chlorella</i>	verde		Bolor		
<i>Chrysophaerella</i>	flagelado		Peixe		
<i>Cladophora</i>	verde		Séptico		
(<i>Clathrocystis</i>)	Ver anacystis				
<i>Closterium</i>	verde		Capim		
(<i>Coelusphaerium</i>)	Gomphosphaeria				
<i>Cosmarium</i>	verde		Capim		
<i>Cryptomonas</i>	flagelado	violeta	violeta	Doce	
<i>Cyclotella</i>	diatomácea	gerânio	Peixe		
<i>Cylindrospermum</i>	azul	capim	Séptico		
<i>Diatoma</i>	diatomácea		Aromático		
<i>Dictyosphaerium</i>	verde	Capim, nastúcio.	Peixe		
<i>Dinobryon</i>	flagelado	violeta	Peixe		Viscoso
<i>Eudorina</i>	flagelado		peixe		
<i>Euglena</i>	flagelado		peixe	Doce	
<i>Fragilaria</i>	diatomácea	gerânio	Bolor		
<i>Glenodinium</i>	Flagelado		peixe		Viscoso
(<i>Gloeocapsa</i>)	Ver Anasystis				
<i>Gloeocystis</i>	verde		Séptico		
<i>Gloeotrichia</i>	azul		Capim		
<i>Gomphosphaeria</i>	azul	capim	capim	Doce	
<i>Gonium</i>	flagelado		Peixe		
<i>Hydrodictyon</i>	verde		Séptico		
<i>Mallomonas</i>	flagelado	violeta	Peixe		
<i>Melosira</i>	Diatomácea	gerânio	bolor		Viscoso
<i>Meridion</i>	Diatomácea		Picante		
(<i>Microcystis</i>)	Ver Anacystis				
<i>Nitella</i>	verde	capim	Capim, séptico.	Amargo	
<i>Nostoc</i>	azul	bolor	Séptico		
<i>Oscillatoria</i>	azul	capim	Bolor, picante.		
<i>Pandorina</i>	flagelado		Peixe		
<i>Pediastrum</i>	verde		Capim		
<i>Peridinium</i>	flagelado	pepino	Peixe		
<i>Pleurosigma</i>	diatomácea		Peixe		
<i>Rivularia</i>	azul	capim	Bolor		
<i>Scenedesmus</i>	verde		Capim		
<i>Spirogyra</i>	verde		Capim		
<i>Staurastrum</i>	verde		Capim		
<i>Stephanodiscus</i>	diatomácea	gerânio	Peixe		Viscoso
<i>Synedra</i>	diatomácea	capim	Bolor		Viscoso
<i>Synura</i>	flagelado	Pepino, picante.	Peixe	amargo	Seco, met. e viscoso
<i>Tabellaria</i>	diatomácea	gerânio	Peixe		
<i>Tribonema</i>	verde		peixe		
(<i>Uroglena</i>)	Ver uroglenopsis				
<i>Uroglenopsis</i>	Flagelado	pepino	peixe		viscoso
<i>Ulothrix</i>	verde		capim		
<i>Volvox</i>	flagelado	peixe	peixe		

Fonte: DI BERNARDO, (1995).

3.6. ALGAS PRODUTORAS DE TOXINAS

A fotossíntese é sua principal forma de obtenção de energia para o metabolismo. Sua organização celular demonstra que esses microorganismos são procariontes e, portanto, muito semelhantes na bioquímica e estrutura das bactérias. A origem das *cianobactérias* 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 onde desempenham um importante papel nos processos funcionais do ecossistema e na ciclagem de nutrientes. Entretanto, ambientes de água doce são os mais importantes para o crescimento de *cianobactérias*, visto que a maioria das espécies apresenta um melhor crescimento em águas neutro - alcalinas (pH 6-9), temperatura entre 15 a 30°C e alta concentração de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo. Vários gêneros e espécies de *cianobactérias* que formam florações produzem toxinas. As toxinas de *cianobactérias*, que são conhecidas como *Cianotoxinas*, constituem uma grande fonte de produtos naturais tóxicos produzidos por esses microorganismos e, embora ainda não estejam devidamente esclarecidas as causas da produção dessas toxinas, têm-se assumido que esses compostos tenham função protetora contra herbivoria, como acontece com alguns metabólicos de plantas vasculares (CARMICHAEL, 1992). Algumas dessas toxinas, que são caracterizadas por sua ação, rápida, causando a morte por parada respiratória após poucos minutos de exposição, 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 de alga. As toxinas podem ser classificadas quanto ao modo de ação em 3 grupos: as hepatotoxinas, citotoxinas e as neurotoxinas. A contaminação pode ocorrer no ser humano por contato direto com água contendo o florescimento de *Cianobactérias* tóxicas, em atividade de recreação ou por sua ingestão e também pelo consumo de peixes e ou outras espécies aquáticas. As toxinas das *Cianobactérias* e seus efeitos estão na tabela 07.

Tabela 07 - Toxinas de algas Cianobactérias (Cianofíceas) e seus efeitos.

NEUROTOXINAS	<i>Anabaena</i> <i>Oscillatoria</i>	Alcalóide ~cocaína	Anatoxina-a	Agente bloqueador muscular, post-sináptico – paralisia muscular	Cães (Escócia)
	<i>Anabaena</i>	Éter fosfatado de metil guanidina ~organofosforados	Anatoxina-(s)	Agente inibidor da acetilcolina esterase – salivação, lacrimejo	Ovelhas
	<i>Anabaena</i>	Alcalóides ~PSP	Saxitoxina neosaxitoxina gonyoautoxinas	Potente bloqueador dos canais de transporte do Na ⁺ agindo transmissão do impulso nervoso	Gado, ovelhas (Austrália)
HEPATOXINAS	<i>Microcystis</i>	Heptapeptídeos	microcystinas	Assimilados pelo mecanismo de transporte de bile, atacam o epitélio intestinal e destroem o citoesqueleto dos hepatócitos promotores de tumores	64 humanos (I.D.R, PE) 14 humanos
	<i>Nodularia</i>	Pentapeptídeos	Nodularinas		
CITOTOXINAS	<i>Cylindrospermopsis</i> <i>Raciborski</i>	Alcalóide Citotóxico	cylindrospermopsina	Hepatoenterite, inibidor da síntese protéica, danos ao fígado, rins, intestinos.	Austrália, 1979 USA, 1975
	<i>Lynghya</i>	Lipopolisacarídeos		Irritação na pele de banhistas	Austrália

Fonte: YUNES, J.S. FURG – UPC, (1997).

3.6.1. 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 pelo menos cinco neurotoxinas produzidas a partir de espécies desses gêneros. A anatoxina-a foi a primeira toxina de *cianobactéria* a ser química e funcionalmente definida e trata-se de uma amina secundária (DEVLIN *et al.*, 1977) com peso molecular de 165 daltons. Os sinais de envenenamento por esta toxina, em animais selvagens e domésticos, incluem: desequilíbrio, fasciculação muscular, respiratória e ocorre de poucos minutos a poucas horas, dependendo da dosagem e consumo prévio de

alimento. Este alcalóide neurotóxico é um potente bloqueador neuromuscular pós-sináptico de receptores nicotínicos e colinérgicos. A DL50 intraperitoneal (i.p.) em camundongos, para a toxina purificada, é de 200 mg/Kg de peso corpóreo, com um tempo de sobrevivência de 1 a 20 minutos. Doses orais produzem letalidade aguda em concentrações muito maiores com Anatoxina-a(s). Esta neurotoxina tem um mecanismo de ação semelhante à anatoxina-a, pois inibe a ação da acetilcolinesterase, impedindo a degradação da acetilcolina ligada aos receptores. N-hidroxi guanidina fosfato de metila (MATSUNAGA *et al.*, 1989). A DL50 (i.p.) em camundongos é de 20mg/kg de peso corpóreo e, portanto, dez vezes mais potente que a anatoxina-a. Outras neurotoxinas da classe das “PSP toxins” que tinham sido primeiramente isoladas de dinoflagelados marinhos, responsáveis pela ocorrência de marés vermelhas, já foram também isoladas de cepas de *cianobactérias*, dos gêneros *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Lyngbia* e *Cylindrospermopsis* (CARMICHAEL, 1994; AZEVEDO, 1998). Estas neurotoxinas inibem a condução nervosa por bloqueamento dos canais de sódio, afetando a permeabilidade ao potássio ou a resistência das membranas.

3.6.2. Hepatotoxinas

O tipo mais comum de intoxicação envolvendo *Cianobactérias* é causado por hepatotoxinas, que apresentam uma ação mais lenta, causando a morte em poucas horas e poucos dias, 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 & SCHWARTZ, 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).

A confirmação de que esta hepatotoxina era um peptídeo foi apresentada por BISHOP *et al.*, (1959). As principais hepatotoxinas até agora caracterizadas são hepatopeptídeos cíclicos conhecidos como microcistinas e os pentapeptídeos designados como nodularinas. A toxicidade dessas microcistinas é praticamente a mesma: quase todas apresentam DL50 (i.p.) entre 60 e 70 mg/Kg de peso corpóreo e sintomas

similares de envenenamento. Recentemente, um alcalóide hepatotóxico, denominado cilindropermopsina, foi isolado de duas espécies de cianobactérias: *Cylindropermopsis raciborskii* (OHATOANI *et al.*, 1992) e inibição da síntese protéica e já tem sido observado danos severos também em células renais dos animais testados (AZEVEDO, 1998).

3.7. REMOÇÃO DE PRODUTOS METABÓLICOS DAS ALGAS

A qualidade da água bruta de um manancial depende das características da bacia hidrográfica, incluindo clima, hidrologia, geologia, pedologia, usos e ocupação da terra. O planejamento e a operação racional de sistemas de abastecimento de água requerem o conhecimento das relações causa-efeito que influem na qualidade da água, especialmente aquelas relacionadas ao desenvolvimento de algas, visando a proteção do manancial. Há muitas relações diretas e indiretas entre eutrofização e a operação de sistemas de abastecimento de água.

Algumas espécies de algas azuis produzem produtos metabólicos que conferem sabor e odor à água, que podem ser tóxicos ao ser humano e ser precursores da formação de compostos organoclorados. Além da geosmina há outros compostos que conferem Sabor e Odor de terra e mofo à água, desta forma, segundo DI BERNARDO (1995), os métodos mais utilizados de remoção, além da adsorção em CAP é a oxidação. LALEZARY *et al.*, apud DI BERNARDO (1995), realizaram estudos adicionais de oxidação empregando Cloro, Dióxido de Cloro, Permanganato de Potássio e Ozônio, a partir de observações de outros trabalhos, nos quais foi verificado que:

- **Cloro**: Os odores causados por diferentes espécies de algas dos gêneros *Synura*, *Synedra*, *Dinobryon*, *Asterionella*, *Anabaena*, *Ceratium* e *Anacystis* foram controlados por meio da pré-cloração com residuais de 1 a 5 mg/l de cloro livre.

- **Dióxido de cloro**: Efetivo no controle de odores de terra, peixe e outros associados aos gêneros *Mallomonas*, *Anabaena*, *Asterionella*, *Synura* e *Vorticella*, assim como actinomicetos e fontes de geosmina; para os cinco compostos listados na tabela 24, a remoção foi satisfatória com dosagem da ordem de 4mg Cl₂/l.

- **Permanganato de potássio**: Tem sido considerado efetivo para a remoção de sabor e odor, e é também usado como algicida e bactericida. Na faixa de pH de 3,5 a 11,0 há produção do precipitado MnO_2 que absorve grande parte dos compostos orgânicos presentes na água.

- **Ozônio**: O ozônio tem sido efetivo na redução de odor e sabor de terra e mofo em água bruta, assim como de geosmina, com dosagem de cerca de 4 mg O_3/L e tempo de contato de 10 min.

Dentre os quatros oxidantes, o dióxido de cloro revelou ser o mais eficiente e o permanganato de potássio, o menos eficiente.

3.8. PROCESSO ELETROLÍTICO

O processo eletrolítico consiste em um processo estritamente eletroquímico, visto que a ação química tem lugar em um estado nascente. Algumas substâncias solúveis podem ser eliminadas por eletrólise, através da oxidação completa (DELGADILLO, 1991 e MOZART *et al.*, 1994).

O tratamento eletrolítico pode ser empregado com sucesso, quando seu efluente for composto principalmente por material suspenso e emulsões. Isso se deve aos princípios básicos de separação deste tratamento que são: a eletrofloculação e a eletroflotação. O processo eletrolítico segundo VIRGOLIN *et al.*, (1985) pode ser classificado pelos resultados obtidos, da seguinte forma:

- **Eletrólise**: Denominação associada à dissociação iônica pelos eletrodos.
- **Eletroflotação**: Denominação associada a flotação decorrente do borbulhamento de hidrogênio produzido por eletrólise.
- **Eletrocoagulação**: Denominação associada à formação de flocos decorrentes da ionização produzida eletricamente.
- **Tratamento Eletrolítico**: Denominação associada ao complexo de processos que ocorrem no interior de uma célula eletrolítica (Floculação, Flotação, Oxidação, Cloração, Precipitação, Eletrólise, Clarificação, Separação Iônica, Ozonização, Desinfecção, etc.).

- **Eletroprecipitação**: Denominação associada à formação de um complexo insolúvel entre o metal que se dissolveu sob ação de uma corrente contínua, formando um corpo de fundo e caracterizando a eletroprecipitação.
- **Eletroxidação**: Denominação associada à formação de oxidantes que reagem com a matéria orgânica e microorganismos da massa líquida, cuja aplicação é importante na desinfecção.

A eletrólise pode ser aplicadas a vários processos entre outros, tais como:

- Remoção de metais pesados provenientes de galvanoplastia.
- Remoção de óleos de esgotos para reaproveitamento em indústria mecânica.
- Aplicação de eletrocoagulação no tratamento de águas subterrâneas com teor de Fe.
- Utilização de eletrólise para o tratamento de água para abastecimento - coagulação direta com ou sem coagulante e flotação elétrica.
- Tratamento de esgoto doméstico.
- Remoção de nutrientes de esgoto – tratamento terciário.
- Separação de algas de efluentes de lagoas de estabilização.
- Desinfecção de esgotos.

3.8.1. Eletrólise, Natureza da Condutância Eletrolítica

A eletrólise é um processo no qual dois eletrodos (condutores metálicos ou de primeira classe) são introduzidos numa solução (eletrólito ou condutor de segunda classe) e neste sistema é aplicada uma corrente elétrica contínua, que age ocasionando a decomposição química deste eletrólito. Ao eletrodo que cede elétrons dá-se o nome de ânodo, onde ocorre a oxidação, e àquele que recebe elétrons de cátodo, onde ocorre a redução. Quando um eletrodo não sofre alterações na sua estrutura, mesmo sujeito a tais condições, é chamado eletrodo inerte e sua função é a simples troca de elétrons com a solução. Os eletrodos inertes mais comuns são a grafite e a platina. Já o eletrodo que sofre desgaste, além de transferir elétrons, participa da eletrólise quimicamente, sendo também modificado pela ação da corrente elétrica.

Os fenômenos que ocorrem durante a eletrólise podem ser estudados na célula eletrolítica. A solução eletrolítica é colocada em um recipiente, no qual são imersos dois

condutores (metais) chamados eletrodos. Liga-se uma bateria (ou qualquer outra fonte de c.c.) aos eletrodos, estabelecendo-se assim uma diferença de potencial. Os eletrodos com cargas negativas na célula eletrolítica são denominados cátodo, enquanto o carregado positivamente é chamado ânodo (VOGEL, 1981). Quando uma substância qualquer, A_xB_y , libera íons em meio aquoso, seja por dissociação ou por ionização, obtém-se um sistema constituído dos íons dessa substância:



E dos íons resultantes da auto-ionização da água:



Estas reações apesar de ocorrerem escala muito pequena (de cada 555 milhões de moléculas de água, apenas uma reioniza), possibilita duas alternativas de íons para se descarregarem no cátodo e no ânodo. Acontece, porém, que a eletrólise é um processo seletivo, ou seja, apenas uma espécie de cátion se descarrega por vez, no cátodo e enquanto uma espécie estiver se descarregando, nenhuma outra a fará, o mesmo ocorre em relação à descarga dos ânions no ânodo. Essa seletividade está relacionada à voltagem aplicada aos eletrodos. Cada tipo de íon exige uma voltagem adequada para que possa se descarregar. Variando a voltagem aplicada, é possível selecionar os íons que efetivamente se descarregam durante a eletrólise. Quanto menos reativo for o metal, menor será a voltagem necessária para que o cátion desse metal se descarregue. Logo, preferencialmente, o cátion de um metal menos reativo se descarrega primeiro, da mesma forma os ametais e os ânions formados por eles. Em uma eletrólise feita em meio aquoso interessa, principalmente, saber qual a ordem de descarga dos diversos cátions em relação ao OH^- , pois são esses íons que vão competir na preferência de descarga com os íons da outra substância. Na eletrólise o processo não é espontâneo, então pode-se esperar que a ordem de descarga seja a ordem inversa da reatividade das substâncias (FONSECA, 1992). A ordem decrescente de facilidade de descarga dos principais Cátions:

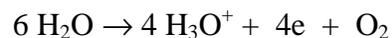
Au, Pt, Hg, Ag, Ni, Cd, Pb, Fe, Zn, Mn, H_3O^+ , Al, Mg, Na, Ca, Ba, K, Li, Cs.

A ordem decrescente de facilidade de descarga dos principais Ânions:

F, O, N, Cl, Br, I, S, C, ..., P, H, ...

Adicionando-se à água um eletrólito qualquer, que possua um cátion mais reativo que H_3O^+ e um ânion mais reativo que OH^- , ocorrerá a eletrólise da própria

água. POON & BRUCKNER (1975) relatam formação de ozônio e de oxigênio em um sistema (escala de laboratório) com Cátodo de aço e Ânodo de grafite, alimentando com esgoto misturados com água do mar em proporção variando entre 2:1 a 3:1 (esgoto/água do mar). Testados em tempos de detenção hidráulicas entre 40 a 60min, apresentou um consumo de energia elétrica entre 1,58 a 2,11 kWh/l, de acordo com as reações a seguir:



3.8.2. Equação Geral da Eletrólise

Michael Faraday (1791-1867), físico-químico inglês responsável por uma série de descobertas importantes, formulou duas leis que regem a parte quantitativa dos fenômenos ligados à eletrólise. Essas leis são experimentais e relacionam a quantidade de eletricidade que percorre o sistema com a massa e o equivalente-grama das substâncias formadas nos eletrodos.

“1ª Lei de Faraday: A massa (m) de determinada substância, formada ou transformada por eletrólise é diretamente proporcional à carga elétrica (Q) que atravessa o sistema de um eletrodo a outro”.

“2ª Lei de Faraday: A massa (m) de determinada substância, formada ou transformada por eletrólise, na passagem de uma carga elétrica (Q) entre eletrodos é diretamente proporcional ao equivalente grama(E) desta substância”.

Verificou-se experimentalmente que, para formar ou transformar uma massa igual a 1 equivalente-grama de qualquer substância por eletrólise, é necessário que uma carga elétrica (Q) igual a 96500 Coulombs atravessasse de um eletrodo a outro na cuba eletrolítica.

$$\text{Se } Q = 96.500 \text{ C} \quad \text{então} \quad m = E$$

Em homenagem a Michael Faraday, esta quantidade de carga, 96.500 C, é denominada faraday (F): $1\text{F} = 96.500 \text{ C}$

O equivalente-grama (E) de uma substância formada ou transformada por eletrólise pode ser calculado pela relação.

$$(01) \quad E = \frac{\text{Massa molecular (M) da subst. formada no cátodo / ânodo}}{n^\circ \text{ de elétrons envolvidos nas reações redução / oxidação}}$$

Então para calcular a massa (M) que será formada por eletrólise na passagem de uma carga elétrica qualquer (Q), Conclui-se que:

$$(02) \quad M = Q_{(C)} \cdot E_{(eq)} / 96500_{(C)}$$

E como $Q = (i \cdot t)$, temos:

$$(03) \quad M = i \cdot t \cdot \alpha \quad t \rightarrow \text{em segundos}$$

$i \rightarrow \text{em ampéres}$

$$(04) \quad \alpha = E / 96.500 \quad \alpha \rightarrow \text{Equivalente químico}$$

O volume de cada gás formado é proporcional ao quociente do seu equivalente eletroquímico (α) pelo seu peso específico (ρ), logo:

$$(05) \quad V = \alpha / \rho$$

3.8.3. Formação e Solubilidade dos Gases

A dissociação das moléculas neutras de ácidos, bases e sais na água é decorrente da movimentação de íons em direção ao cátodo e ânodo, quando entre eles se estabelece um campo elétrico, criado pela diferença de potencial (tensão) gerada por uma fonte de energia externa ao atingirem os eletrodos antes de reagirem quimicamente com as substâncias presentes no líquido, estes íons se neutralizam eletricamente e formam moléculas gasosas que permanecem em solução até um determinado limite, a partir do qual sobem para a superfície sob a forma de microbolhas (WIENDL, 1998). A capacidade de um gás se manter dissolvido na água depende da sua natureza e temperatura, desta forma temos o E, α e o Cs na tabela 08 e 09.

Tabela 08 – Valores calculados de “E” e “ α ” para algumas substâncias.

Substância	A (massa atômica) (u)	Valência	Equivalente químico (E = m / valência)	Equivalente eletroquímico ($\alpha = E / 96.5000$) (mg / C)
Ferro	55,847	2	27,924	0,289
Manganês	54,9380	2	27,469	0,284
Hidrogênio	1,008	1	1,008	0,0104
Oxigênio	15,999	2	8,000	0,083
Cloro	35,435	1	35,435	0,367
Nitrogênio	14,0067	3	4,668	0,0483

Fonte: WIENDL (1998).

Tabela 09 – (Cs) Coeficiente de solubilidade de gases na água.

Gás	Peso específico (ρ) (Kg / m ³)	Temperatura °C			
		0 °C	10 °C	20 °C	30 °C
Hidrogênio	0,090	21,5	19,6	18,2	17,0
Oxigênio	1,429	49,3	38,4	31,4	26,7
Ar	1,293	28,8	22,6	18,7	16,1
Cloro	3,167	4610,0	3100,0	2260,0	1770,0

Fonte: WIENDL (1998).

O oxigênio proveniente das moléculas de água forma-se nos ânodos da célula eletrolítica em quantidade 2 vezes menor que o hidrogênio nos cátodos e, conforme demonstra a tabela 12, o oxigênio possui maior capacidade de permanecer dissolvido em qualquer temperatura da água que o hidrogênio.

3.8.4. Densidade Elétrica

Relaciona a quantidade de carga elétrica que atravessa perpendicularmente a unidade de área (RESNICK, 1979).

Cálculo da Densidade elétrica.

$$(6) \quad J = i / S$$

J → Densidade elétrica (A/m²).
i → Inten. de corrente elétrica (A).
S → Área da face da placa (m²).

3.8.5. Resistência Elétrica

Cargas elétricas ao se deslocarem num condutor enfrentarão uma maior ou menor oposição ao seu movimento. A grandeza física que caracteriza o grau de dificuldade encontrado pela corrente para percorrer um condutor é denominada resistência elétrica e a relação entre o comprimento do resistor e a sua resistência é chamado de resistividade (RESNICK, 1979).

Cálculo da Resistividade do condutor:

$$(7) \quad R = \rho \cdot (L/S)$$

R → Resistência elétrica (Ω).
 ρ → Resistividade elétrica (Ω m).
L → Comprimento do fluxo (m).
S → Área da face da placa (m²)

3.8.6. Condutividade

A condutância é o inverso da resistência do condutor, quanto maior a condutância maior será a facilidade da corrente elétrica circular no condutor (RESNICK, 1979), sendo Siemens e ou MHO as unidades mais utilizadas.

Cálculo da Condutividade.

$$\begin{array}{llll} (8) & \gamma = 1/\rho & \text{ou} & \gamma \rightarrow \text{Condutividade elétrica } (\Omega \text{ m})^{-1}. \\ (9) & \rho = 1/\gamma & & \rho \rightarrow \text{Resistividade elétrica } (\Omega \text{ m}). \\ & & & 1 \text{ Siemens} = 1\text{MHO} = 1/\Omega \end{array}$$

3.8.7. Intensidade da Corrente Elétrica

A grandeza física, intensidade de corrente elétrica, é definida a partir do quociente entre a carga que passa pela secção e o tempo que esta carga levou para passar, (RESNICK, 1979).

Cálculo de (i) - Intensidade de corrente em A (ampére).

$$\begin{array}{llll} (10) & i = U / R & \text{ou} & i \rightarrow \text{Inten. de corrente elétrica (A)}. \\ (11) & R = U / i & & U \rightarrow \text{Tensão elétrica (V)}. \\ & & & R \rightarrow \text{Resistência elétrica } \Omega. \end{array}$$

3.8.8. Potência e Energia Consumida

Potência é a razão entre o trabalho realizado por uma força e o tempo gasto para realizá-lo (RESNICK, 1979).

Cálculo da Potência e Energia consumida

$$\begin{array}{llll} (12) & P = U . i & \text{ou} & P \rightarrow \text{Potência elétrica (W)}. \\ (13) & E_{\text{cons.}} = P . t & & U \rightarrow \text{Tensão elétrica (V)}. \\ & & & i \rightarrow \text{Inten. de corrente elétrica (A)}. \\ & & & t \rightarrow \text{tempo (s ou h)}. \end{array}$$

3.8.9. Vantagens e Limitações do Processo Eletrolítico

O processo eletrolítico possui algumas vantagens, entre as quais, é a capacidade de admitir variações de vazões, pois o sistema opera de forma contínua ou intermitente

(WIENDL, 1998; SOBRINHO e ZIMBARDI, 1987). Dentre as características do tratamento eletrolítico, podem ser destacadas sua alta eficiência em relação à remoção de coliformes, superior a dos outros processos e a alta qualidade organoléptica, ou seja: baixa turbidez, reduzida cor e ausência de Odor são características dos esgotos tratados pelo processo de tratamento eletrolítico (WIENDL, 1998).

Como limitações do processo eletrolítico, podem-se citar estes quatro maiores pontos que devem ser considerados:

- A necessidade de suporte para manutenção eletromecânica;
- A maior produção de lodo se comparado com processos biológicos;
- A necessidade de um maior controle operacional.
- Consumo de eletrodos normalmente de aço carbono ou alumínio e a operação de troca;

A massa de eletrodo perdida (M.E.P.) pode ser calculada pela seguinte fórmula:

$$(14) \quad \text{MEP} = nA \times t \times Ma / 9,6487 \times 10^4 \times Ne^-$$

onde:

nA = nº de Ampéres

t = Tempo

Ma = Massa atômica do elemento predominante do eletrodo (g)

Ne^- = nº de elétrons envolvidos na reação de oxidação do elemento do cátodo

Segundo QUEIROZ *et al.*, (1994), se a condutividade da solução é pequena, a resistividade propicia um aumento da diferença de potencial entre os eletrodos, aumentando a perda de energia de forma inútil, ou seja, pela dissipação de calor denominada de efeito Joule. Se a distância entre os eletrodos for muito grande, ocorrerá perda de energia por dissipação, ocorrendo um aumento da diferença de potencial. Efeito semelhante ocorre se houver depósito de matéria orgânica sobre os eletrodos (principalmente no ânodo), ou pela formação de camada de óxidos sobre o cátodo (passivação) (QUEIROZ *et al.*, 1994). Quando a corrente específica (A/m^2) aplicada nos eletrodos é muito alta, ou seja, maior que $27 A/m^2$, ocorre a formação de bolhas de hidrogênio em excesso ocorrendo a passivação do cátodo (ALEGRE e DELGADILLO, 1993). Isso pode ser evitado pelo controle da corrente, pela agitação da mistura a ser eletrocoagulada ou pela inversão dos pólos dos eletrodos, limpando o cátodo (SOBRINHO e ZIMBARDI, 1987).

3.8.10. Parâmetros de Controle no Processo

As reações que explicam a eletrólise dependem do pH do meio, da condutividade e tipo de sais dissolvidos, da DDP aplicada entre os eletrodos, da corrente específica, do tempo de retenção na câmara de eletrocoagulação, da natureza da composição presente na solução ou suspensão a ser tratada, do material componente dos eletrodos (cátodos) e da forma da câmara de eletrocoagulação (GIORDANO, 2000). Desta forma, é recomendável que:

- **pH:** O pH esteja na faixa de 6,5 a 7,0 que é a faixa onde são obtidas as maiores velocidades de reação, a velocidade de reação diminui em pH inferior (SIFUENTES, 1992), ocorrendo também um aumento da corrosão, não sendo recomendável do ponto de vista econômico (WIENDL, 1985).

- **Potência elétrica:** A potência elétrica está diretamente relacionada com os custos operacionais. A potência é obtida pela fórmula (15), (WIENDL, 1998):

$$(15) \quad P_{\text{(requerida)}} = U \cdot i = W$$

- **Tempo de residência:** O tempo de retenção entre as placas dos eletrodos está diretamente relacionada com a eficiência do processo e também considerando a passagem de uma mesma corrente elétrica (GIORDANO, 2000).

- **Distância entre as placas dos eletrodos:** A eficiência do processo está relacionada também com a distância entre placas, pois a distância é proporcional à resistência elétrica da solução. Foi observado que as diferenças de potencial devem ser inferiores a 2V, pois acima destes valores estaria ocorrendo desperdício de potência. Diversos experimentos foram realizados para a obtenção de correlação entre a condutividade elétrica das soluções (SAVER e DAVIS, 1994), as distâncias entre as placas de eletrodos e a diferença de potencial (PESSOA, 1996).

- **Temperatura:** A temperatura tem influência direta na eficiência do processo eletrolítico. Com o aumento da temperatura (WIENDL, 1998), as microbolhas do gás hidrogênio geradas ascendem mais rapidamente para a camada de espuma (flocos eletroflotados acumulados na superfície da camada eletrolítica). Esse efeito reduz a passivação dos eletrodos e gera um conseqüente aumento da eficiência do processo (MANNARINO, 1997).

3.8.11. Eletroquímica – Desinfecção por Oxidação Anódica

Substâncias dissolvidas ou em suspensão nas águas apresentam-se com cargas elétricas residuais na forma de dipolos naturais ou induzidos e que, inclusive, as bactérias, apresentam-se como partículas com carga negativa, quando em suspensão nas águas (SOBRINHO, 1983). Dessa forma, favorecem os processos eletroquímicos e a subsequente utilização de um grande número de compostos oxidantes gerados, como desinfectante e outras formas. FRISCHKORN (2000) observou os efeitos diretamente ocasionados pela oxidação anódica e os efeitos secundários resultantes da ação de um agente oxidante gerado durante a eletrólise, o cloro, e obteve um rendimento de 100% de inativação bacteriológica nas seguintes condições experimentais:

- Vazão 2L/min;
- Intensidade de corrente elétrica 2A;
- ddp de 4,9 V;
- Tempo de contato (entre eletrodos) 10 min.

Concluiu que o modelo da cinética de desinfecção pode ser relacionado à lei de Chick, demonstrando-se claramente a influência da mortalidade bacteriológica em função de dois fatores: a diferença de potencial e o cloro.

3.9. PROCESSO DE FILTRAÇÃO DIRETA DESCENDENTE

A filtração direta descendente tem merecido atenção especial dos pesquisadores, pois, além de se produzir um efluente de qualidade satisfatória, há uma redução considerável de custo de implantação e de consumo dos produtos químicos quando comparado com uma estação completa de tratamento, onde se tem 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, processo esse chamado de 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. A coagulação pode ser realizada com um sal de alumínio ou de

ferro e podendo ser utilizado polímeros como auxiliares de coagulação, floculação ou filtração. (DI BERNARDO, 1993).

A filtração direta descendente apresenta as seguintes vantagens quando comparado ao tratamento completo:

- Investimento em obras civis e equipamentos reduzidos em cerca de 30/50%.
- Custo menor de operação e manutenção.
- Redução substancial de Coagulante.
- Menor volume de lodo produzido na ETA.
- Redução de consumo de energia elétrica.
- Facilidade no tratamento de águas brutas com baixa turbidez.

E apresenta também as seguintes desvantagens:

- Dificuldades no tratamento de águas brutas com turbidez e cor elevada.
- Tempo de detenção total de água no sistema relativamente pequeno para oxidação de substâncias orgânicas presente no afluente.
- Tempo relativamente curto para que o operador perceba mudança de qualidade de água in natura.

As pequenas dosagens de produtos químicos utilizados no processo de filtração direta descendente estão relacionadas com o mecanismo de coagulação envolvido. Enquanto para a obtenção da floculação e sedimentação apropriadas de águas que apresentam turbidez e cor relativamente baixa, o mecanismo principal de desestabilização é o de varredura, para a filtração direta descendente, é necessária somente a desestabilização das partículas colidais, por adsorção, com redução substancial de produtos químicos (ARMIRTHARAJAH, & MILIS, 1982).

Quando a água bruta apresenta turbidez e/ou cor relativamente elevadas à duração das carreiras de filtração resultam menores, 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 7mg/l e utilização de pequenas dosagens de polímeros. MENDES (1984) investigou a filtração direta operando em paralelo e, concomitantemente dois filtros-piloto idênticos recebendo um deles a água coagulada na Etasc-Estação de tratamento de água de São Carlos (SP, Brasil) e o outro água bruta com reduções de 25,5 e 75% das dosagens de coagulante em relação às utilizadas na

Etasc-(Estação de tratamento de águas de são Carlos) e concluiu que com dosagens variando entre 25 a 50% daquelas empregadas para promover a coagulação, é possível utilizar a filtração direta ascendente produzindo um efluente de melhor qualidade e carreiras de filtração mais longas, para taxas de filtração compreendidas entre 120 e 240 m³/m²/dia.

3.9.1. Comparação do Filtrado em Papel de Filtro

A filtração direta descendente como um processo de tratamento de águas de abastecimento, têm sido conduzidos estudos em laboratório utilizando-se aparelho de Jar-Test para promover a mistura rápida e algumas vezes a floculação, filtrando-se em seguida, em papel de filtro (Whatman 40), a água coagulada ou floculada. Com base em trabalho desenvolvido por WAGNER e HUDSON (1982), verifica-se que, para a filtração direta descendente, essa técnica de laboratório simplificada fornece resultados compatíveis com aqueles obtidos em instalações-piloto e protótipos.

3.10. FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO

A flotação por ar dissolvido consiste na dissolução de gás 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 entendido como processo de separação de fases, no qual as bolhas de ar ou outro gás se unem a partículas sólidas ou líquida 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 e GRAHAM, 1987). 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:

- 1 - Águas com partículas de baixa densidade, que possuam a tendência natural de flotar e que causam problemas no estágio de sedimentação;
- 2 - Águas de represas, ricas em nutrientes e com grande quantidade de algas que podem através do tanque de sedimentação, penetrar nos filtros e causar colmatação do leito;
- 3 - Águas com cor elevada, que, ao serem submetidas ao tratamento químico, produzem flocos com baixa velocidade de sedimentação.

E como vantagens da flotação sobre a sedimentação, apresentaram as seguintes:

- 1 - O processo de flotação pode operar a altas taxas, independente do tipo de água a ser tratada;
- 2 - O sistema pode atingir o equilíbrio em aproximadamente em 15 minutos;
- 3 - As unidades de clarificação são relativamente menores, com menores profundidades, não sendo necessário grande volume de escavação;
- 4 - A concentração de sólidos presentes no lodo é geralmente maior, não havendo, em muitos casos, necessidade de unidade especial para o espessamento do lodo.

A taxa de aplicação superficial (TX) foi definida por BRADY & MARAIS (1975), como sendo a razão entre a vazão total que entra na unidade de flotação e a área onde ocorre o fluxo descendente.

$$(17) \quad TX \text{ (superficial)} = \text{Vazão} / \text{Área superficial da unidade}$$

Segundo ZABEL, (1982), os três principais tipos conhecidos do processo de flotação por ar dissolvido são: Flotação a “vácuo”; Microflotação e Flotação por pressurização. Para águas contendo algas, o tempo suficiente de floculação adequada foi de 12 minutos, enquanto que, para águas altamente coloridas, foi necessário um tempo de 20 minutos, sabendo que a floculação adequada é requisito essencial para flotação eficiente. E apresentou ainda as seguintes vantagens da unidade retangular:

- A quebra dos flocos é amenizada e a mistura da água floculada com a água recirculada pode ser melhor distribuída na unidade.

As unidades são normalmente projetadas com os seguintes parâmetros:

- Profundidade entre 1,2 e 2,0 m e uma taxa de aplicação superficial entre 8 e 12 m/h e ou; 8 e 12 m³/m²h;
- O tempo de detenção na unidade de flotação deve estar em torno de 5 a 15 min.

3.11. CARACTERÍSTICAS ORGÂNICAS E INORGÂNICAS

Os constituintes orgânicos surgem nas águas de três fontes principais: quebra de moléculas de substâncias orgânicas naturais, atividades antrópica, reações que ocorrem nas estações de tratamento de água. As substâncias húmicas, microorganismos e seus metabólicos e hidrocarbonetos aromáticos, embora não sejam normalmente prejudiciais ao ser humano, algumas podem agir como precursores de formação de THM (trihalometano) e outros compostos halogenados durante a desinfecção se o cloro livre for utilizado. Substâncias orgânicas decorrentes de atividade antrópicas resultam do lançamento de águas residuárias sanitárias ou industriais, tratadas ou não, do escoamento superficial urbano ou rural e também do escoamento subsuperficial em solos contaminados. Nas estações de tratamento de água pode haver formação de THM e halo-acetonitrilas (tricloro-acetonitrila) (DI BERNARDO, 1993).

Há características inorgânicas das águas que merecem atenção especial por interferirem no processo de tratamento e alguns elementos químicos inorgânicos podem causar problemas de saúde pública tais como Nitratos, Níquel, Arsênio, Cádmio, Flúor, Cianeto, Zinco etc., mas há outros que são essenciais ao processo metabólico humano.

3.11.1. Componentes Físico-Químicos e Microbiológicos

Conforme descreve a portaria 1469 de 12/2000, que define os padrões de potabilidade e classifica os componentes em químicos, físicos e Microbiológicos que apresentam riscos à saúde, tais como:

I - Físicas e Organoléptica.

II - Químicas

- a) Componentes Inorgânicos que apresentam risco à saúde;
- b) Componentes Orgânicos que apresentam risco à saúde;
- c) Componentes Agroquímicos que apresentam risco à saúde;
- d) Cianotoxinas;
- e) Desinfetantes e produtos secundários da desinfecção;

III – Microbiológicos

Para alguns dos componentes, descreve-se o seu significado sanitário, como:

- **Sabor/Odor**: Odor e sabor são os meios primários pelos quais se determina o uso ou a aceitabilidade da água. Embora não possam ser diretamente correlacionados com a segurança da água, sua presença pode levar o consumidor a procurar outras fontes de abastecimento, muitas vezes menos seguras, pois se espera que a água, saindo da canalização, seja agradável para beber. As fontes naturais de odor e sabor podem ser classificadas em duas categorias:

- a) Naturais: São todas aquelas substâncias produtoras de odor e sabor que se produzem ao chegar à água por causas naturais, tais como algas, vegetação em decomposição, bactérias, fungos e compostos inorgânicos (gás sulfídrico, sulfatos e cloretos);
- b) Artificiais: São aquelas provenientes de águas residuárias domésticas ou industriais, produtos da atividade do homem.

Neste último grupo podem-se citar os fenóis, cresóis, mercaptanas e certas aminas. Em geral, são substâncias orgânicas, com exceção do gás sulfídrico e alguns poucos compostos. De todos os contaminantes industriais, é dos fenóis que se fala mais frequentemente. Na realidade, os fenóis somente produzirão sabor e odor perceptível por si só, a uma concentração de 1mg/l. Todavia, ao ser efetuada a cloração numa água que possui fenóis, formar-se-á o 2-4 clorofenol, 2-4 diclorofenol e 2-6 diclorofenol, que produzem sabor e odor. O 2-4-6 triclorofenol não tem importância nas concentrações abaixo de 1mg/l. A velocidade com que estes compostos são produzidos depende de uma série de fatores, tais como: concentração das espécies reagentes, pH, temperatura, presença do amoníaco e, em função do tempo de contato, variam as espécies predominantes. Assim, conforme as condições existentes o sabor e odor podem aparecer, tanto na estação de tratamento ou como ao longo do sistema de distribuição.

Também conforme as condições, pode ocorrer, na estação de tratamento durante a cloração, o tricloreto de nitrogênio que é capaz de produzir odor e uma concentração de 0,02 mg/l, bem como dicloraminas em que há uma concentração superior a 0,8 mg/l podem desenvolver sabores desagradáveis. Uma fonte biológica de substâncias produtoras de sabor e odor é os actinomicetos e certas espécies de estreptomicetos (BATALHA, 1977). Sabe-se que não existe um tratamento que corrija todos os problemas possíveis de sabor e odor.

- **pH:** Pode ser considerado como um fator de medida de intensidade de condições ácida e básicas de uma solução. A sua medida é de grande interesse em plantas de tratamento de água para controle de coagulação, desinfecção e corrosão. O pH em abastecimento de água é significativo, porque afeta o processo de tratamento de água (RICHTER & AZEVEDO NETTO, 1991). Também pode contribuir para a corrosão das estruturas das instalações hidráulicas e do sistema de distribuição, a qual pode adicionar constituintes para a água, tais como: ferro, cobre, chumbo, zinco e cádmio.

- **Condutividade:** É a medida da habilidade da água em conduzir a corrente elétrica e é expressa em Siemens e ou MHO/cm. Esta habilidade é dependente da presença de íons, a concentração deles e de sua Valência na sua temperatura de mensuramento (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 1995). Sua determinação permite obter uma estimativa rápida do conteúdo de sólidos presentes.

- **Cor (aparente):** Na água, a cor pode ser de origem mineral ou vegetal, causada por substâncias metálicas como o ferro, manganês, matérias húmicas, taninos, algas, plantas aquáticas, protozoários, resíduos orgânicos ou inorgânicos de indústrias, tais como: mineração, refinarias, explosivos, polpa e papel, químicas e outras (BATALHA, 1977). A cor em sistemas públicos de abastecimento de água é esteticamente indesejável para o consumidor, também devido às substâncias orgânicas serem precursoras da formação de THMs, se desinfecção executada com Cloro livre (DI BERNARDO, 1993).

- **Turbidez:** A turbidez da água é atribuída principalmente às partículas sólidas em suspensão, variando de suspensões grosseira aos colóides dependendo do grau de turbulência. A presença dessas partículas provoca dispersão ou absorção da luz, que diminui a claridade e reduz a transmissão da luz no meio (RICHTER & AZEVEDO NETTO, 1991). Pode também ser ocasionada por plâncton, algas, detritos orgânicos e outras substâncias, tais como, zinco, ferro, composto de manganês e areia, resultantes do processo natural de erosão ou adição de despejos domésticos ou industriais. A turbidez pode reduzir a eficiência da cloração, pela proteção física dos microrganismos do contato direto com os desinfetantes.

Estudos mais recentes têm associado à presença da turbidez em manancial que recebem despejos de esgotos domésticos com a presença de organismos patogênicos, a

turbidez até então exclusivamente sob o enfoque estético, torna-se um requisito sanitário de qualidade.

- **STD (sólidos totais dissolvidos)**: O conjunto de sais normalmente dissolvidos na água, formado pelos bicarbonatos, cloretos, sulfatos e em menor concentração outros sais, pode conferir à água sabor salino e uma propriedade laxativa. Quantidades excessivas de substâncias nas águas podem torná-las inadequadas ao consumo. Recomenda-se que o teor de sólidos totais dissolvidos seja menor que 500mg/l, com um limite máximo aceitável de 1000 mg/l (RICHTER & AZEVEDO NETTO, 1991).

- **Alumínio**: O alumínio citado na portaria 1469/2000 é o terceiro elemento químico mais abundante no solo. Aparece nas frutas e vegetais em concentrações superiores a 3,7 mg/kg e em alguns cereais em quantidades maiores do que 15 mg/kg. O total de alumínio na dieta normal tem sido estimado de 10 a 100 mg/dia. Nos anos setenta detectou-se em pacientes submetidos à diálise, uma síndrome chamada de demência da diálise, caracterizada por insanidade, alteração comportamental distúrbio da fala, contração muscular e convulsões. Em todos os pacientes com a síndrome verificou-se elevada concentração de alumínio nos tecidos especialmente no córtex cerebral. Pesquisas associaram a doenças a concentração de alumínio na água usada para preparar o fluido da diálise embora não tenham sido descartadas as possibilidades de o alumínio ter vindo de outras fontes. Esse e outros estudos sugerem uma influência do alumínio em doenças neurodegenerativas como o mal de Parkinson e mal de Alzheimer. Deficiências nutricionais de cálcio e magnésio possivelmente aumentam a absorção do alumínio resultando em sua deposição nos neurônios, o que interfere na estrutura dessas células e nas funções cerebrais. Tais estudos levaram a OMS a publicar estudos indicando em caráter não conclusivo que lesões cerebrais características do mal de Alzheimer, podem estar associadas a concentrações acima de 0,01 mg/L de alumínio na água consumida (BATALHA, BEM-HUR Revista Ciência Hoje, vol 25, nº 145).

- **Ferro**: A ocorrência de ferro em estado reduzido (Fe^{++}) é muito mais freqüente nas águas subterrâneas, do que nas águas superficiais, visto que a presença de oxigênio nas águas superficiais resulta na sua oxidação para óxido de ferro hidratado, que é muito menos solúvel. O ferro nos sistemas públicos de abastecimento de água provoca, sabor, favorece o crescimento da bactéria Chrenotrix, pois, possui a propriedade de aderir nos acessórios das canalizações, acumulam depósitos no sistema de distribuição e a de

provocar manchas nas roupas lavadas. À necessidade de se fixar um padrão prende-se muito mais a razões estéticas do que de ordem sanitária (DI BERNARDO, 1993).

- **Manganês:** A ocorrência de manganês no estado reduzido (Mn^{++}) é mais freqüente nas águas subterrâneas do que nas águas superficiais. A causa disto é o fato de o oxigênio presente nas águas superficiais oxidar a forma menos solúvel do óxido de manganês hidratado. Existem duas razões para limitar a concentração do manganês nas águas de consumo humano:

- Prevenir os prejuízos de ordem estética e econômica;
- Evitar efeitos fisiológicos adversos devido ao seu consumo excessivo.

Do ponto de vista sanitário, não há nenhuma informação que indique, que níveis de manganês é perigoso, quando ingerido. O principal efeito tóxico que se tem registrado resulta da inalação de poeira ou fumos contendo manganês (LARINI, 1997).

3.12. COMPONENTES MICROBIOLÓGICOS

A pesquisa de microorganismos patogênicos na água requer procedimentos complexos e longos tempo para obtenção de resultados, o que inviabiliza sua aplicação em rotinas. Além disso, esses microorganismos normalmente ocorrem em número reduzido e sua chegada à água é intermitente. Uma série de doenças pode ser associada à água, seja em decorrência de sua contaminação por excretas humanas ou de outros animais, seja pela presença de substâncias químicas nocivas à saúde humana.

Segundo a CETESB (1992), as doenças vêm sendo agrupadas em:

a) Doenças de transmissão hídrica: São aquelas em que a água atua como veículo do agente infeccioso. Essas doenças podem ser causadas por Bactérias, Vírus, Protozoários e Helminetos.

b) Doenças de origem hídrica: São aquelas causadas por determinadas substâncias químicas, orgânicas ou inorgânicas presentes na água em concentrações inadequadas, em geral superiores ao especificados nos padrões para águas de consumo humano. Essas substâncias podem estar naturalmente presentes no manancial ou podem ser provenientes de poluição. Exs. Saturnismo, metemoglobinemia em crianças

decorrentes de ingestão de concentração excessiva de nitrato e outras doenças de efeitos a curto e longo prazo.

A contagem padrão em placas é utilizada para estimar a população de bactérias heterotróficas aeróbias e anaeróbias facultativas presentes na água, que tem a capacidade de se desenvolver nas condições de nutrição, temperatura e tempo de incubação definida para o teste. Os organismos predominantes presentes na água potável refletem a população microbiana encontrada nos filtros e que é introduzida pela água bruta. Tais organismos incluem mais freqüentemente *Pseudomonas*, *Flavobacterium*, *Achromobacter*, *Proteus*, *Klebsiella*, *Bacillus*, *Spirillum*, *Corynebacterium*, *Arthobacter*, etc. Populações substanciais de tais organismos, ocorrendo em suprimentos de água potável, podem representar riscos à saúde, pois, embora a maioria deles não seja considerada patogênica, tais microrganismos podem atuar como invasores secundários, evidenciando, assim, a necessidade do controle da população microbiana geral em água potável (CETESB, 1986). Os microrganismos presentes na água, quando em grande número, além de representarem um risco à saúde, podem ocasionar outros problemas, tais como: deterioração da qualidade da água, com desenvolvimento de odores e sabores desagradáveis e, ainda, produção de limo ou películas.

Os coliformes são bactérias que habitam os intestinos dos animais superiores. A sua presença indica a possibilidade de contaminação da água por esgotos domésticos. Contudo, toda água que contenha coliformes é contaminada e, como tal, pode veicular doenças de transmissão hídrica. O número de coliformes é expresso pelo número mais provável (NMP); representa a quantidade mais provável de coliformes existentes em 100 ml de água da amostra (RICHTER & AZEVEDO NETTO, 1991).

O exame de coliformes é empregado para o controle de sistemas de abastecimento de água, e assim determina a eficiência do tratamento. Atualmente, são conhecidas quatro categorias de *E. coli*, reconhecidas como agentes etiológicos da diarréia humana: *E. coli*, enteropatogênica clássica (ETEC) e *E. coli* enterohemorrágica (EHEC). Cada uma dessas categorias apresenta características distintas em relação à patogenicidade, síndrome clínica e epidemiologia, bem como está associada a grupos específicos de antígenos somáticos e flagelares. As *E. coli* enteroinvasoras causam uma doença localizada principalmente no cólon, que se manifesta com febre e diarréia

mucóide e, muitas vezes, sanguinolenta. As alterações patológicas assemelham-se às das shigeloses. Já as *E. coli* enterotoxigênicas têm comportamento semelhante ao de *Vibrio cholerae*, pois causam diarreia profusa e aquosa, sem muco nem sangue. Os sintomas duram menos que 48 horas. Tanto as *E. coli* invasoras quanto as enterotoxigênicas geralmente causam casos esporádicos, mas podem também ser uma causa comum de surtos. As *E. coli* enteropatogênicas clássicas pertencem aos sorotipos enteropatogênicos “clássicos”, que têm sido relacionados com surtos de diarreia aguda em berçários. As *E. coli* enterohemorrágicas foram descritas recentemente em epidemias e caos esporádicos de diarreia sanguinolenta. Nos Estados Unidos e Canadá estão associadas à produção de uma potente citotoxina pelo sorotipo 0157: H7. O diagnóstico específico baseia-se no isolamento de *E. coli*, e a diferenciação entre as 4 categorias (invasoras, enterotoxigênicas, clássicas e enterohemorrágicas) é feita através de provas específicas. Essas cepas nem sempre são patogênicas e podem ocorrer também em pessoas saudáveis. A dose infectante é de 10^6 a 10^9 organismos. Agente infeccioso: *E. coli* enterotoxigênica, *E. coli* enteroinvasora, *E. coli* enteropatogênica clássica e *E. coli* enterohemorrágica (CETESB, 1992). Dentre os microorganismos causadores de gastroenterites, destacam-se os protozoários: *Giardia* e *Cryptosporidium* pela elevada incidência de casos e devido às suas características de resistências aos tratamentos convencionais de água, este é devido ao seu oócito ser extremamente resistente aos processos de desinfecção e por seu tamanho reduzido ($3\mu\text{m}$) pode ultrapassar os processos físicos de tratamento de água. E está amplamente distribuído no ambiente, sendo capaz 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 a morte indivíduos imunodeficientes. O *Cryptosporidium* tem sido associado com a diarreia do viajante e a água potável foi implicada como veículo de transmissão em alguns casos (CETESB, 1992).

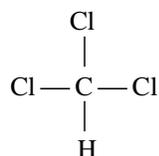
3.13. DESINFECÇÃO

Para que seja assegurada a qualidade microbiológica da água tratada, é necessária a sua desinfecção, de modo que ocorra inativação superior a 99,9% de cistos

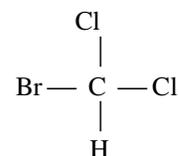
de *Giardia lamblia* e de 99,99% de vírus e seja detectado residual do desinfetante em pelo menos 95% das amostras coletadas no sistema de distribuição, embora na atualidade seja sabido que cistos de *Cryptosporidium* sejam mais resistentes que aqueles microorganismos. A desinfecção deve, em primeiro lugar, garantir a produção de água com qualidade microbiológica que não afete o ser humano e, posteriormente, eliminar os precursores da formação de subprodutos da desinfecção.

3.13.1. Subprodutos da Desinfecção

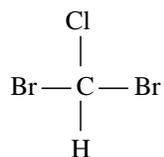
Em 1974, surgiram nos Estados Unidos, com os trabalhos de R.H. HARRIS apud MACEDO, (1983), as primeiras indicações da possibilidade de correlação entre a água de abastecimento e o câncer. A EPA (Environmental Protection Agency) publicou em 1977 o relatório do “National Organics Monitoring Survey”, com o resultado de pesquisa em 113 sistemas de abastecimento de 27 compostos orgânicos “suspeitos de causar problemas à saúde da população”. Dentre esses 27 compostos, quatro eram os chamados trihalometanos. Estavam presentes em todas as águas que recebiam cloro como desinfetante e apresentavam concentração superior aos demais contaminantes organo-sintéticos. Dos 10 possíveis compostos formados pela combinação dos cinco átomos, apenas quatro ocorrem de modo significativo:



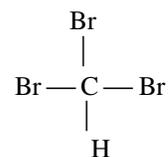
Triclorometano (Clorofórmio)



Bromodiclorometano



Dibromoclorometano



Tribromometano (bromofórmio)

O que aparece mais comumente, e o que tem chamado mais a atenção, é o Clorofórmio, por ser também o que se forma em maior quantidade. Esses compostos raramente existem na água bruta, sendo formado no tratamento, após a cloração.

Os precursores dos THM aparecem na água bruta devido à decomposição de matéria vegetal que existem nos leitos dos rios e lagos sendo, portanto, mais abundantes em mananciais protegidos e que possuam maior quantidade de vegetação em suas margens. Em geral, os organo-sintéticos não são precursores. Quanto aos efeitos sobre a saúde humana, os THM são suspeitos de serem potencialmente carcinogênicos (MACEDO, 1983).

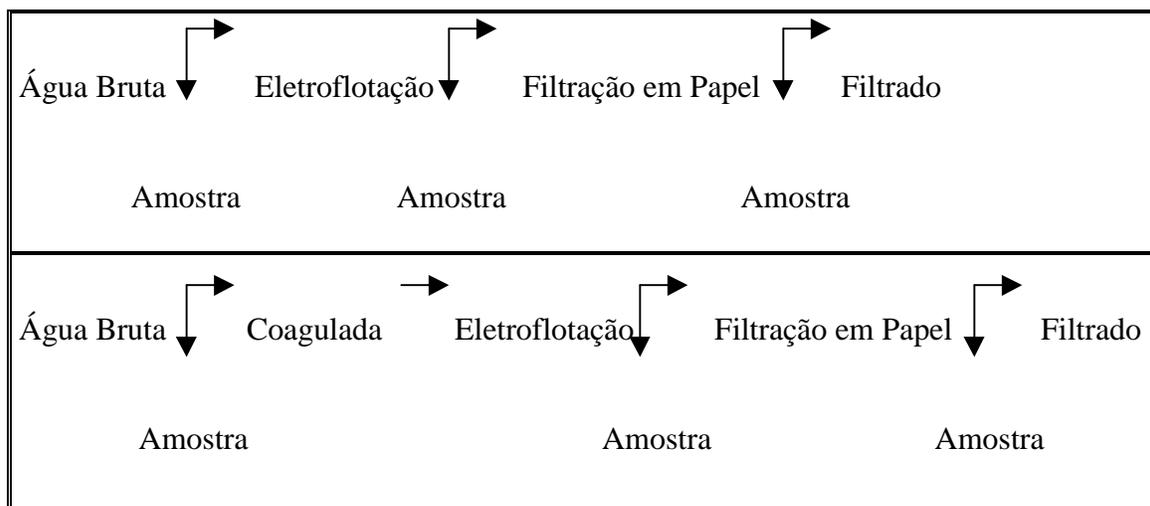
Em uma desinfecção com Cloro livre, o Cloro molecular em meio aquoso, forma ácido hipocloroso (HOCl). Parte desse ácido se dissocia para formar o ânion hipoclorito (OCl⁻) e o íon (H⁺), desta forma a extensão desta reação depende do pH do meio. Se houver a presença de ânion brometo ele é oxidado a ácido bromoso. Esses ácidos reagem com material orgânico de ocorrência natural (MON) em água para os sub produtos, dentre os quais os THMs (Trihalometamos). As quatro principais espécies de THMs que se formam são: Clorofórmio (CHCl₃). Bromodiclorometano (CHBrCl₂), Dibromoclorometano (CHBr₂Cl) e o Tribromometano (CHBr₃). A soma destes compostos é denominada TTHMs (Trihalometamos totais). Em meados de 70, nos EUA foram encontrados estes produtos resultantes da reação entre o cloro e compostos orgânicos na água, estudos posteriores sugerem que estes produtos poderiam produzir efeitos adversos à saúde. Desde então tem havido um esforço progressivo no sentido de restringir os limites permissíveis para as concentrações de THMs em águas de abastecimento público (BORGES, 2000).

No Brasil, a Portaria 1469/2000 limita o valor permissível de THM's em 0,1 mg/L.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. METODOLOGIA APLICADA

As investigações foram realizadas fazendo-se uso de um piloto de eletroflotação com eletrodos de alumínio dimensionado exclusivamente para este experimento, instalado na ETA (Estação de Tratamento da água) da Lagoa do Peri, que abastece o sul e a costa leste da Ilha de Florianópolis. As investigações experimentais foram realizadas com bases no procedimento recomendado por WAGNER; HUDSON (1982) em ensaios de filtração em papel de filtro, para o qual foi utilizado papel de filtro Reage 40 como similar do Wathman 40 para simular os processos de filtração direta. Os ensaios com o reator eletrolítico foram efetuados em fluxo contínuo e comparados em dois sistemas de tratamento: água Bruta e água Coagulada com 12 mg/L.



4.1.1. Modelo Experimental de Sistema Eletrolítico

Para realização dos testes, montou-se em laboratório um sistema eletrolítico de fluxo contínuo que permite o contato da superfície líquida com os eletrodos segundo representa a figura 07:

- 1 – Três bombas centrífugas com vazão de 90 L / hora.
- 2 – Fonte de energia estabilizada de tensão (U) e intensidade elétrica (i) variáveis.
- 3 – Um reator eletrolítico com fluxo contínuo (0,20 . 0,50 . 0,16 m³ . 1000) com 16 L de volume, com 18 eletrodos de alumínio.
- 4 – Amperímetro ($i_{(máx.)}$ 15 A) e um voltímetro ($U_{(máx.)}$ 20 V).

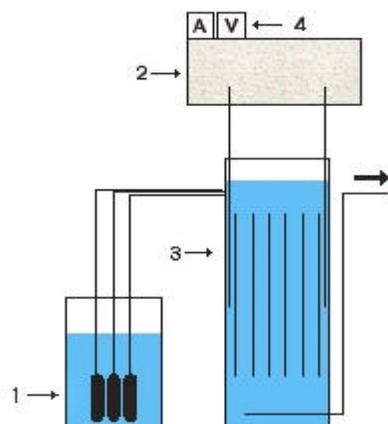


Figura 07 – Esquema do sistema eletrolítico

4.1.2. Dimensionamento e Parâmetros da Célula Eletrolítica

O reator eletrolítico possui eletrodos dispostos em um ângulo de 90° com uma distância adotada “L” de 0,75 cm, em Alumínio. Foi calculado a intensidade de corrente elétrica “i” e a tensão “U” em função da condutividade média de seis amostragem / mês da água doce da Lagoa do Peri, com exceção dos meses junho/julho/agosto e setembro de 2001 que não foram analisados, conforme a tabela 10, que apresentou um valor mínimo de 62,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e um valor máximo de 79,90 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Os eletrodos foram ligados a uma fonte de corrente contínua estabilizada de tensão e intensidade de corrente reguláveis.

Tabela 10 – Condutividade da água da Lagoa do Peri no ano 2000/ 2001 em $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Ano/meses	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ	MÉDIA
1999	76,60	73,38	76,30	70,55	69,99	65,13	67,71	74,31	75,22	74,37	74,50	77,49	72,96
2000	75,79	70,12	70,69	71,45	62,61	76,90	67,00	79,90	66,00	71,80	75,65	77,18	72,09
2001	77,77	77,98	71,18	68,00	66,30					62,05	78,20	72,25	71,71
Média	76,72	73,82	72,72	70,00	66,3	71,01	67,35	77,10	70,61	69,11	76,11	75,63	72,25

Fonte: CASAN (2002).

4.1.3. Seleção dos Eletrólitos

Tendo em vista o máximo aproveitamento dos sais presentes dissolvidos na água bruta e ao mesmo tempo não podendo exceder os valores máximos permitidos pela portaria 1469/2001, foi plotada na figura 08 a concentração de sais coagulantes e alcalinizantes mais utilizados no tratamento de água e sua condutividade.

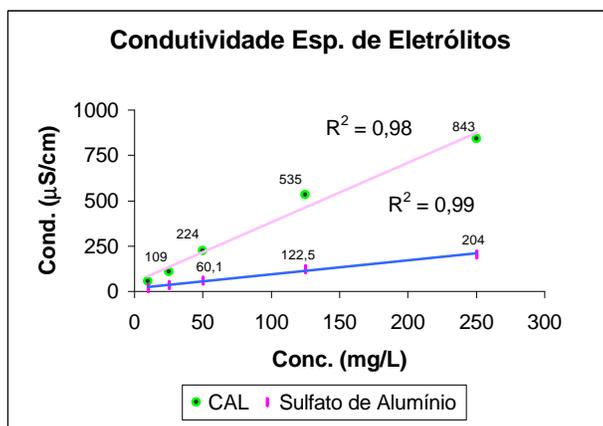


Figura 08 – Condutividade dos compostos químicos utilizados em tratamento de água.

Obtém-se para a cal a maior condutância, e para o $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ uma menor condutância, podendo os sais dissolvidos serem utilizados como eletrólitos, uma vez que o processo eletrolítico depende da resistividade do meio, logo obedece a lei de Ohm, “a intensidade de corrente elétrica em um circuito é proporcional à tensão aplicada, ($U=R.i$)”. A utilização dos dados de condutância obtidos através de condutímetro, por possuir uma área específica de medição oferece-nos um parâmetro inicial de comparação entre os valores calculados com os valores medidos, uma vez que a resistividade é o inverso da condutância.

4.1.4. Cálculo do Volume da Célula Eletrolítica de Fluxo Contínuo

O reator possui 18 eletrodos em Alumínio, dispostos em um ângulo de 90° com uma distância adotada “L” de 0,75 cm entre os eletrodos em Alumínio. O volume útil da célula eletrolítica dada através da equação (17), tem-se:

$$(17) \quad \text{“}V = [L - (\text{espessura total dos eletrodos})] \cdot C \cdot h\text{”}$$

$$V_{(\text{entre os eletrodos})} = [0,16 - (0,0005 \cdot 18)] \cdot 0,195 \cdot 0,215 \cdot 1000 = 6,33 \text{ L}$$

$$V_{(\text{sem eletrodos})} = (0,16 \cdot 0,20 \cdot 0,36 \cdot 1000) - 6,33 = 5,19 \text{ L}$$

$$V \text{ útil total} = (6,33) + (5,19) = 11,5 \text{ L}$$

4.1.5. Cálculo da Quantidade de Eletrodos (n)

Para os eletrodos em alumínio de espessura “e” de 0,5 mm com as seguintes dimensões e Área:

$$(18) \quad \text{Área } S = C \cdot L \cdot n$$

logo:

$$\text{Área } S = 0,195 \times 0,215 \times 18 = 0,75 \text{ m}^2$$

Então, para uma distância “L” = 0,75 cm e um comprimento “C” = 16 cm, o cálculo do nº de eletrodos e considerando as duas faces laterais isoladas, temos:

$$(19) \quad n = (C + 1) / (L + e)$$

$$n = (16 \text{ cm} + 1) / (0,75 \text{ cm} + 0,05 \text{ cm}) = 21,2 \text{ eletrodos.}$$

Desconsideraram-se as 2 placas laterais por impedimento espacial e também pelos pólos dos eletrodos necessitarem quantidades pares, adotou-se para a célula 18 eletrodos de alumínio, representado pela figura 09.



Figura 09 – Foto da Colméia de eletrodos em Alumínio.

4.1.6. Cálculo dos Parâmetros Elétricos Aplicados

SAVER e DAVIS (1994) e PESSOA (1996) recomendam que a tensão (U) deve ser inferior a 2V. ALEGRE e DELGADILLO (1993) citam que a densidade elétrica (J) deve ser menor que 27 A/m². WIENDL (1998) e vários autores citam uma densidade de corrente elétrica (J) mais usual na ordem de 10 A/m². E adotou-se um espaçamento (L) de 0,75 cm entre os eletrodos, tendo em vista que espaçamentos maiores requerem uma demanda de tensão maior; desta forma, para cada intensidade de corrente elétrica aplicada, temos a densidade elétrica aplicada em função da área dos eletrodos:

Sendo a densidade elétrica dada por:

$$(06) \quad J = i / S$$

$$(20) \quad i_{(total)} = J \cdot S \cdot (n - 1)$$

Então, para as intensidades elétricas totais de 0,5 a 6,0 A, medidas para uma área útil de eletrodos de 0,71 m² na célula eletrolítica, terão as seguintes densidades elétricas aplicadas por m² de eletrodo, conforme demonstra a tabela 11:

Tabela 11 – Cálculo da densidades elétricas.

“i” _(total) (intensidade elétrica)	“j” (Densidade elétrica) – (J = i / S. (n - 1))
0,5 A	0,70 A/m ²
1,0 A	1,40 A/m ²
1,5 A	2,10 A/m ²
2,0 A	2,80 A/m ²
4,0 A	5,61 A/m ²
6,0 A	8,41 A/m ²

Pode-se observar que o valor de “J” calculado é maior do que o aplicado, isto se deve à área dos eletrodos possuir nas laterais duas faces sem transferência de energia.

4.1.7. Cálculo de “U” (Tensão Elétrica Aplicada)

A resistência é diretamente proporcional ao número e a área dos eletrodos e inversamente proporcional a condutância, temos:

$$(07) \quad R = \rho \cdot L/S \quad e \quad (09) \quad \rho = 1 / \gamma$$

$$(11) \quad U = R \cdot i$$

Logo, substituindo as equações (09) e (07) na equação (11) obtém-se:

$$(21) \quad U = [L / (S \cdot \gamma)] \cdot i$$

Desta forma, para uma condutividade média da Lagoa do Peri, ($\gamma = 70 \mu\text{S}/\text{cm}$) e para “i” variando de 0,5 a 4,0 A com uma distância “L” entre eletrodos de 0,75 cm em alumínio e para uma área de eletrodos de $0,71 \text{ m}^2$ na célula eletrolítica, obtém-se representada na tabela 12, a tensão “U” para cada intensidade “i”, segundo a lei de Ohm.

Tabela 12 – Cálculo das tensões elétricas.

“i” _(total) (intensidade elétrica)	“U” (tensão elétrica) – ($J = i / S \cdot (n - 1)$)
0,5 A	0,75 V
1,0 A	1,50 V
1,5 A	2,25 V
2,0 A	3,00 V
4,0 A	6,01 V

Cálculo da tensão segundo a equação 21, a título de ilustração.

$$U = \left(\frac{1}{70 \frac{m}{\Omega \text{ cm}^2}} \times \frac{0,0075 \text{ m}}{0,195 \cdot 0,215 \cdot (18 - 1) \text{ m}^2} \times 10.000 \frac{\text{m}^2}{\text{cm}^2} \right) \cdot 1,5 \text{ A} = 2,25 \text{ V}$$

4.1.8. Cálculo da Formação e Solubilidade dos Gases (H_2 E O_2)

O experimento baseia-se na quantidade de íons dissociados pelo efeito da eletrólise que saturam o meio e que se deslocam em direção aos eletrodos (cátodos e ânodos); então, a quantidade de gás produzido na célula eletrolítica pode ser calculada pela 1º Lei de Faraday.

$$(03) \quad M_{(\text{gás})} = i \cdot t \cdot \alpha$$

$$\alpha = E / 96.500 \quad (04)$$

Admitindo as condições de temperatura 20°C e 760 mm de Hg, a Intensidade de Corrente Elétrica é dada pela equação (10) e α (equivalente eletrolítico) para os gases encontra-se na tabela 08 e a quantidade de gases produzidos na tabela 13 e 14. Então para as densidades elétricas da área útil de eletrodos de 0,71 m² na célula eletrolítica com 0,70 / 1,40 / 2,10 / 2,80 / 5,61 e 8,41 A/m², obtém-se os volumes calculados para os gases:

Tabela 13 – Volume do gás Hidrogênio (mL/h) formado (20°C e 760 mm de Hg).

J	Hidrogênio		i _(total)	M= α .i.t	V = M/ ρ
(A/m ²)	α (mg/C)	ρ (kg/m ³)	(A)	(mg/h)	(mL/h)
0,70	0,0104	0,090	0,5	18,7	208,0
1,40	0,0104	0,090	1,0	37,4	416,0
2,10	0,0104	0,090	1,5	56,2	624,0
2,80	0,0104	0,090	2,0	74,9	832,0
5,61	0,0104	0,090	4,0	149,8	1664,0
8,41	0,0104	0,090	6,0	224,6	2496,0

Tabela 14 – Volume do gás Oxigênio formado (20°C e 760 mm de Hg).

J	Oxigênio		i _(total)	M= α .i.t	V = M/ ρ
(A/m ²)	α (mg/C)	ρ (kg/m ³)	(A)	(mg/h)	(mL/h)
0,70	0,083	1,429	0,5	149,4	104,5
1,40	0,083	1,429	1,0	298,8	209,1
2,10	0,083	1,429	1,5	448,2	313,6
2,80	0,083	1,429	2,0	597,6	418,2
5,61	0,083	1,429	4,0	1195,2	836,4
8,41	0,083	1,429	6,0	1792,8	1254,6

Cálculo do volume do Hidrogênio a título de ilustração.

$$(03) \quad M = 0,0104 \frac{mg}{A..s} \times 1,5 A \times 3600 s = 56,2 mg$$

e considerando o peso específico(ρ) do gás temos:

$$(22) \quad V = \frac{56,2 \frac{mg}{h}}{0,090 \frac{Kg \cdot 10^6 \frac{mg}{Kg}}{m^3 \cdot 10^3 \frac{L}{m^3}}} = 0,624 L / h$$

Considerando somente os fatores, Cs (solubilidade dos gases) e a quantidade de gases a ser produzida entre os eletrodos, será relacionado com o volume da célula

eletrolítica, pois, para saturar toda a vazão de entrada, será necessário um aporte de energia maior. Então para saturar o volume útil de 11,5 L, da célula eletrolítica é preciso produzir:

$$\text{Se: (23) } V \text{ (gás dissolvido)} = Vz_{(L/h)} \cdot Cs_{(mL/L)}$$

$$(24) \quad V_{\text{(gás dissolvido na célula eletrolítica)}} = Vz_{(L/h)} \cdot Cs_{(mL/L)} \cdot Tdh$$

Então, para saturar o volume da célula com Oxigênio e Hidrogênio à 20°C.

$$(24) \quad V_{(O_2 - \text{Dissolvido na Célula})} = [(90 \text{ L/h} \cdot 31,4 \text{ mL/L}) / 1000] \cdot (11,5 \text{ L} / 90 \text{ L/s}) = 361 \text{ mL}$$

$$(24) \quad V_{(H_2 - \text{Dissolvido na Célula})} = [(90 \text{ L/h} \cdot 18,2 \text{ mL/L}) / 1000] \cdot (11,5 \text{ L} / 90 \text{ L/s}) = 209 \text{ mL}$$

4.1.9. Cálculo da Densidade Elétrica Mínima de Saturação

Calculou-se a densidade elétrica mínima necessária para saturar o meio com o gás Oxigênio formado na eletrólise, substituindo as equações (25) e (06) na equação (03), onde V é o volume de saturação da célula.

$$(25) \quad M = \rho \cdot V$$

$$(06) \quad i = J \cdot S$$

$$(03) \quad M = \alpha \cdot i \cdot t$$

Temos:

$$(26) \quad J = (\rho \cdot V) / (\alpha \cdot S \cdot t)$$

Então, para uma área superficial de eletrodos (0,215 . 0,195 . 18) de 0,75 m² e para um volume de saturação previsto de 0,361 L para o oxigênio à 20 °C e a uma pressão de 760 mm Hg, teremos para “J” uma densidade mínima de 2,42 A/m², conforme demonstra a equação 26:

$$(26) \quad J_o = \frac{1,429 \frac{Kg}{m^3} \times 0,361 \times 10^{-3} m^3}{(0,215 \times 0,195 \times (18-1) m^2 \times 0,083 \times 10^{-6} \frac{Kg}{A.s}) \times 3600 s} = 2,42 \text{ A/m}^2$$

Como o reator possui $[0,215 \cdot 0,195 \cdot (18 - 1)] = 0,71 \text{ m}^2$ de área de eletrodos, logo teremos para “i”:

$$(06) \quad i = 2,42 \text{ A/m}^2 \cdot 0,71 \text{ m}^2 = 1,71 \text{ A}$$

4.2. PROCEDIMENTOS E MÉTODOS DE ENSAIOS

O afluente do Eletroflotador foi coletado no ponto de entrada do sistema piloto e amostrado para cada processo de tratamento aplicado, nos tempos de: 0’, 10’, 20’ e 30’ (minutos) em frascos de polietileno e filtrado em papel de filtro Reage 40 para simular uma filtração direta descendente e proceder aos exames de componentes Físicos, Químicos, Microbiológicos, identificação e contagem de algas, em três etapas.

I - Físicas

Realizaram-se os ensaios para determinação de temperatura, pH, condutividade, cor (aparente) e turbidez com a água da Lagoa do Peri.

II – Químicas

a) Componentes Inorgânicos: Realizaram-se os ensaios para determinação de alumínio residual e íon ferroso.

II – Quantificação de Algas e Ensaios Microbiológicos

O Fitoplâncton foi amostrado em rede de plâncton de 5μ e concentrado 133 vezes, conservado em Lugol e após procedeu-se quantificação e identificação microscópica de Algas na água Bruta, Eletroflotado e no Filtrado. A quantificação de Coliformes totais e *E. coli* foi executado na água Eletroflotada.

4.2.1. Métodos de Determinação

a) Temperatura: Utilizou-se a Técnica (2550 B), recomendada pelo Standards Methods for the Examination of de Water and Wastewater, 19th Edition, APHA,1995.

b) pH: Utilizou-se a Técnica (4500 B), recomendada pelo Standards Methods for the Examination of de Water and Wastewater, 19th Edition, APHA,1995, e um pHmetro de marca ORION.

c) Condutividade: Utilizou-se a Técnica (2510 B), recomendada pelo Standards Methods for the Examination of de Water and Wastewater, 19th Edition, APHA,1995, e um Condutivímetro de marca ORION – model 115.

d) Cor (aparente): Utilizou-se a Técnica (2120 B), recomendada pelo Standards Methods for the Examination of de Water and Wastewater, 19th Edition, APHA,1995, e um espectrofotômetro de marca HACH – DR 2010.

e) Turbidez: Utilizou-se Técnica (2130 B), recomendada pelo Standards Methods for the Examination of de Water and Wastewater, 19th Edition, APHA,1995, e um Turbidímetro de marca HACH – 2100 P.

4.2.1.1. Componentes Inorgânicos

a) Alumínio: Utilizou-se um espectrofotômetro de marca HACH – DR 2010, HACH – Método (Aluminon - nº 8012), Técnica adaptada Standards Methods for the Examination of de Water and Wastewater (3500-Al D), 19th Edition, APHA,1995.

HACH - Método 8012, faixa de análise (0,00 mg/L a 0,80 mg/L).

COMPRIMENTO DE ONDA – 522 nm

- 1) Digerir a amostra anteriormente (Digestão média)
- 2) Coloque 50 ml da amostra num erlenmeyer,
- 3) Adicionar ácido ascórbico num erlenmeyer e agite severamente,
- 4) Adicionar Alu Ver 3 Reagent Powder Pillow, agitar,

* Se a cor vermelho-alaranjado aparecer, alumínio presente.

* Se não houver uma total dissolução dos reagentes até aqui, os resultados não serão consistentes. (Temperatura ótima de dissolução de 20°C a 25°C).

- 5) Separe em duas alíquotas de 25 ml, onde:

1ª Alíquota - é a amostra,

2ª Alíquota - é o branco

- 6) Adicionar Bleaching 3 Reagent, no branco (alíquota 2),
- 5) Agite, vigorosamente por 30 segundo,
- 6) Aperte TIME e espere 15 minutos para reação
- 9) Coloque o branco no aparelho, feche a tampa e pressione o ZERO,
- 10) Proceder à leitura.

b) Ferro: Para determinação deste ensaio utilizou-se um espectrofotômetro de marca HACH – DR 2010, HACH – Método (o-fenantrolina - nº 8008), Técnica adaptada Standards Methods for the Examination of de Water and Wastewater (3500-Fe D), 19th Edition, APHA,1995.

HACH – Método nº 8008, faixa de análise – (0,00 mg/L a 3,00 mg/L).

COMPRIMENTO DE ONDA – 510 nm

- 1) Digerir a amostra anteriormente (Digestão média).
- 2) Coloque 10 ml da amostra num erlenmeyer,
 - * Usar o reagente em branco (RB)
- 3) Adicione o conteúdo de Ferro Ver e agite,
 - * Se desenvolver a cor laranja, ferro presente.
 - * Em 3 minutos iniciará a reação.
 - * Se a amostra tiver turbidez, acrescentar 0,1 g de Powder Rover
- 4) Aperte TIME e aguardar em até 30 minutos para a leitura.
- 5) Coloque o branco no aparelho, feche a tampa e pressione o ZERO,
- 6) Proceder à leitura.

4.2.1.2. Quantificação de Algas e Ensaio Microbiológicos

a) Contagem e identificação de algas: A identificação dos organismos aquáticos procedeu-se de acordo com as chaves de identificação de algas contidas na Técnica recomendada pelo Standards Methods for the Examination of de Water and Wastewater (10900 C), 19th Edition, APHA, 1995.

Para as taxas de 2,8 e 8,4 m/h, para ambos tipos de águas, amostrou-se nos intervalos de tempo de 10 / 20 minutos, concentradas 132 vezes em rede de plâncton de 5 micra de porosidade e fixadas em solução de lugol. E também em paralelo filtrou-se

em papel de filtro Reage 40 uma segunda amostra. Os microrganismos foram dispostos em câmara de Sedgewick Rafter reticulada e quantificados sob o Microscópio óptico Invertido pela Bióloga Msc Alessandra Bento, na qual a unidade referida no resultado varia conforme as espécies, para *Cylindrospermopsis* e *Melosira* significam o número de filamentos, para *Microcystis*, o número de colônias e para *Cymbella*, o número de indivíduos,

A contagem em câmara de S.R. – Sedgwick-Rafter é método utilizado na CETESB (1989), e recomendado pela standard methods (1995) e é comumente usada na quantificação de protozoários e filamentos. Tem capacidade de 1 ml, com dimensões de 50 mm x 20 mm. Utilizando-se uma pipeta e introduzindo-se a amostra por um lado da câmara, de forma a permitir que o ar possa sair pelo outro lado. Antes do início da contagem, deixa-se a amostra decantar por 5 minutos. A contagem pode ser efetuada tanto por campos, cada um correspondendo à área do retículo de Whipple, quanto por faixas, tendo a faixa de 50 mm de comprimento e a largura do retículo. Realiza-se a contagem por campos quando a amostra tem uma densidade elevada de microrganismos (dez ou mais por campo). Os campos são escolhidos aleatoriamente, distando de 5 mm a 7 mm das bordas.

$$(18) \quad N^{\circ}/\text{ml} = \frac{C \times 1000 \text{ mm}^3/\text{ml}}{A \times D \times F}$$

Onde:

C = número de organismos contados

A = área de um campo (área da imagem do retículo de Whipple), mm²

D = profundidade de um campo (profundidade da câmara de Sedgwick-Rafter)

F = número de campos contados

O valor resultante ainda precisa ser ajustado, multiplicando-se pelo fator de diluição ou dividindo-se pelo fator de concentração. A contagem por faixas é efetuada quando a concentração de microrganismos é baixa. O número de organismos por mililitro é obtido a partir da seguinte fórmula:

$$(29) \quad N^{\circ}/\text{ml} = \frac{C \times 1000 \text{ mm}^3/\text{ml}}{L \times D \times W \times S}$$

Onde:

C = número de organismos contados

L = comprimento de cada faixa (comprimento de cada câmara de S. Rafter),mm

D = profundidade de uma faixa (da câmara de Sedgwick-Rafter), mm

W = largura de uma faixa (largura da imagem do retículo de Whipple), mm

S = número de faixas contadas

Igualmente, o resultado da fórmula será ainda multiplicado pela diluição ou dividido pela concentração da amostra. Para se obter uma melhor qualidade de resultados, é recomendável a utilização das seguintes condições:

- Usar o mesmo microscópio e o mesmo aumento para todas as contagens de uma amostra de mesma origem;
- Definir o mesmo número de faixas ou campos a serem contados, para todas as contagens de amostras de mesma origem;
- Definir uma faixa de diluição adequada para o tipo de amostra analisada sugere-se também que, se necessário variar a diluição definida, isso seja feito pelo fator de dois para concentrar ou diluir; por exemplo:

*Diluição definida – 1:10

*Diluição mínima – 1:5

*Diluição máxima – 1:20

- A amostra deve ser bem homogeneizada antes de se retirar à alíquota para diluição e para análise.

b) Coliformes totais: Para determinação deste ensaio, utilizou-se o método enzimático do substrato Cromogênico, Técnica recomendada pelo Standards Methods for the Examination of de Water and Wastewater (9223 A e B), 19th Edition, APHA,1995.

c) *E. coli*: Para determinação deste ensaio, utilizou-se o método enzimático do substrato Cromogênico, Técnica recomendada pelo Standards Methods for the Examination of de Water and Wastewater (9223 A e B), 19th Edition, APHA,1995.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1. Comparação da Tensão Calculada com a Aplicada

A partir dos valores medidos de condutância elétrica em um condutivímetro utilizando amostras de diferentes condutâncias, calculou-se através da equação 06 os valores para tensão “U” e comparou-se com a tensão “U” medida em ensaios de bancada para as distâncias $L = 1,4$ cm, conforme tabela 15.

Tabela 15 - Tensão medida e a tensão calculada para $L = 1,4$ cm.

“i” (A)	Cond. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	“U” (V) calc.	“U” (V) med.
0,5	83,5	0,90	2,9
1,0	71,4	2,12	3,9
1,5	83,7	2,71	4,2
2,0	66,4	4,50	5,1
4,0	68,2	8,87	8,1
6,0	58,7	15,47	12,3

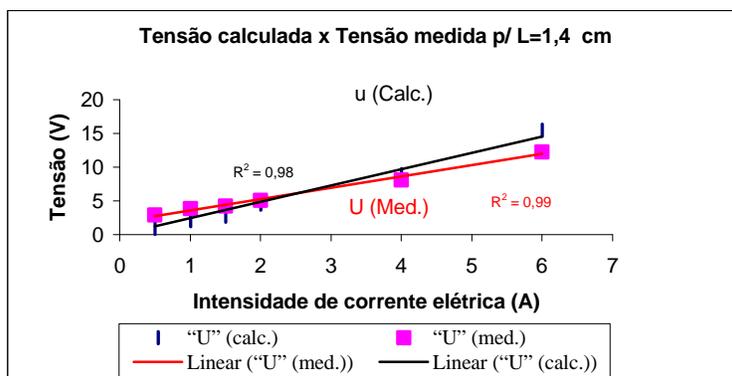


Figura 10 – Comparação da tensão calculada com a tensão medida.

A tensão calculada se apresentou menor nas intensidades de corrente elétrica abaixo de $\sim 3,0$ A e acima apresentou tensões maiores em relação a tensão medida,

como representa a figura 10, o que demonstra que o parâmetro condutância depende também da natureza dos eletrólitos, oferecendo uma resistência maior do que a medida.

5.2. Cálculo da Formação dos Gases (H_2 E O_2)

O volume de gás que permanece na solução (dissolvido), admitindo que o líquido está a uma pressão de 760 mm de Hg e a 20 °C no reator eletrolítico para as vazões de 90 e 270 L/h depende de sua natureza e da temperatura. O aumento de temperatura na dissolução de gases em líquidos tende a favorecer a flotação reduzindo o Cs (coeficiente de solubilidade). Desta forma, a quantidade de gás que permanece na solução nestas condições será a concentração de saturação (Cs), conforme a tabela 09.

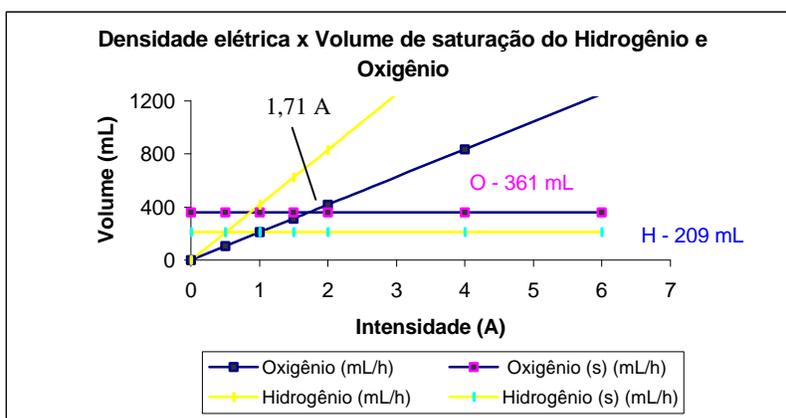


Figura 11 – Intensidade de saturação para a célula eletrolítica

Pode-se verificar, na figura 11, que, acima do volume de saturação da célula eletrolítica, ocorrerá flotação e também pela disposição vertical dos eletrodos a coalescência das bolhas dos gases, bem como a reação dos produtos da eletrólise entre os compostos orgânicos e inorgânicos presentes na água. Baseado nos resultados calculados pela equação 26 no item 3.1.9, aplicou-se a intensidade de corrente elétrica de 2 A o que corresponde a uma densidade elétrica de $2,42 \text{ A/m}^2$.

A produção de gases é diretamente proporcional à densidade elétrica aplicada. O volume da célula eletrolítica e seu Tdh (tempo de detenção hidráulica) são fatores que interferem na saturação do meio eletrolítico com os gases produzidos. Conforme

demonstra a figura 11 e a tabela 09, os valores acima demonstram que promoverá a flotação dos gases. Nas mesmas condições de pressão e temperatura as velocidades de ascensão das bolhas de gases com mesmo diâmetro são praticamente iguais.

5.3. Processo Eletrolítico em Fluxo Contínuo

Aplicou-se no reator de um volume de $0,016\text{m}^3$ ($0,20\text{m} \cdot 0,50\text{m} \cdot 0,16\text{m}$) perfazendo uma área superficial de $0,032\text{m}^2$ em um fluxo contínuo descendente de água bruta e coagulada com sulfato de alumínio da Lagoa do Peri, com vazões de 90 e 270 L/h no qual foi mantido o fluxo por 30 minutos, amostrada na saída do reator a cada 10 minutos e filtrada com papel de filtro Reage 40 como similar ao Wathman 40 para simular a filtração direta. Para a intensidade de corrente elétrica “i” de 2 A resultou em uma Tensão “U” de 4,0 Volts para as vazões de 90 e 270 L/h, com as taxas de escoamento superficiais segundo a equação (17), definida por BRADY & MARAIS (1975) e o seu respectivo Tdh (tempo detenção hidráulica) na célula eletrolítica para um $V = 11,5\text{L}$, logo temos:

$$\begin{aligned} \text{Tx}_{(90\text{L/h})} &= 67,5 (\text{m}^3) / (\text{m}^2 \cdot \text{dia}) \text{ ou } 2,8 \text{ m/h} & \text{ e } & \text{Tdh} = 7,6 \text{ min.} \\ \text{Tx}_{(270\text{L/h})} &= 202,5 (\text{m}^3) / (\text{m}^2 \cdot \text{dia}) \text{ ou } 8,4 \text{ m/h} & \text{ e } & \text{Tdh} = 2,5 \text{ min.} \end{aligned}$$

5.3.1. Teste do Fluxo Hidrodinâmico no Reator

Foi executado um teste hidráulico com um traçador tipo corante líquido vermelho à base de látex e solúvel em água para análise e direcionamento do fluxo hidrodinâmico na célula eletrolítica, conforme figuras 13 e 14. Verificou-se visualmente que praticamente não houve caminhos preferenciais. As vazões das bombas foram aferidas, utilizando uma proveta de 1L e medindo o tempo gasto para preencher o volume. A figura 12 representa o início da distribuição do corante na célula eletrolítica, já a figura 13 representa o final do teste após 4,0 min, o equivalente ao tempo de detenção hidráulica médio da vazão aplicada no experimento.



Figura 12 – Foto início do teste



Figura 13 – Foto do final do teste

5.3.2. Parâmetros Físicos – Químicos da Água Bruta e Coagulada Eletroflotadas

No reator eletrolítico aplicou-se a taxa de 2,8 e 8,4 m/h com a água bruta da Lagoa do Peri em um fluxo contínuo com uma tensão elétrica de 4,0 V e uma intensidade de corrente elétrica de 2,0 A, a qual foi amostrada em cada intervalo de tempo de 10 minutos, obtendo os seguintes resultados apontados nas tabelas 16 e 17.

Tabela 16 - Resultados obtidos no reator eletrolítico para a água bruta eletroflotada

Tx - 2,8 m/h	Água Bruta Eletroflotada						Filtrado			
Tempo (min)	Cond. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	pH	Turb. (uT)	Cor (uC)	C. total (nmp/100 mL)	E. coli (nmp/100 mL)	Turb. (uT)	Cor (uC)	Al (mg/L)	Fe (mg/L)
Água Bruta	72,7	8,1	7,89	103	8.164	63	1,66	18	0,01	0,03
10	70,8	7,5	0,88	17	41	0	0,79	2	0,04	
20	70,5	7,6	2,62	33	2419	14,3	1,02	6	0,05	
30	70,1	7,5	2,39	33			1,01	3	0,05	0
Tx – 8,4 m/h										
Água Bruta	72,7	8,1	7,89	103	8.164	63	1,66	18	0,01	0,03
10	71,5	7,4	4	49	>2419	26,6	0,84	5	0,09	
20	72,3	7,4	4,2	53	>2419	16,6	1,01	6	0,1	
30	72,3	7,4	6	70			0,91	6	0,03	0,01

Tabela 17 - Resultados obtidos no reator eletrolítico para a água coagulada eletroflotada

Tx - 2,8 m/h	Água Coagulada Eletroflotada						Filtrado			
Tempo (min)	Cond. ($\mu\text{S/cm}$)	PH	Turb. (uT)	Cor (uC)	C. total (nmp/100 mL)	E. coli (nmp/100 mL)	Turb. (uT)	Cor (uC)	Al (mg/L)	Fe (mg/L)
Água Bruta	72,7	8,1	7,89	103	8.164	63	1,66	18	0,01	0,03
10	72,7	6,6	0,9	5	60,1	1	0,93	4	0,08	0,01
20	73,6	6,7	0,92	0	15,6	3	0,78	1	0,01	
30	76,5	6,7	0,85	2			0,84	1	0,05	0,01
Tx - 8,4 m/h										
Água Bruta	72,7	8,1	7,89	103	8.164	63	0,93	4	0,08	0,01
10	81,2	6,5	1,01	1	48	0	0,96	0	0,03	
20	78,8	6,4	1,23	2	3,0	0	0,71	0	0,03	0,02
30	78,6	6,4	1,66	0			1,07	0	0,12	

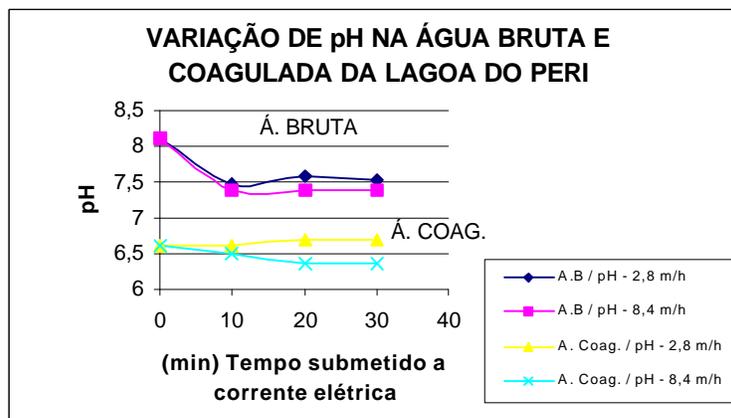
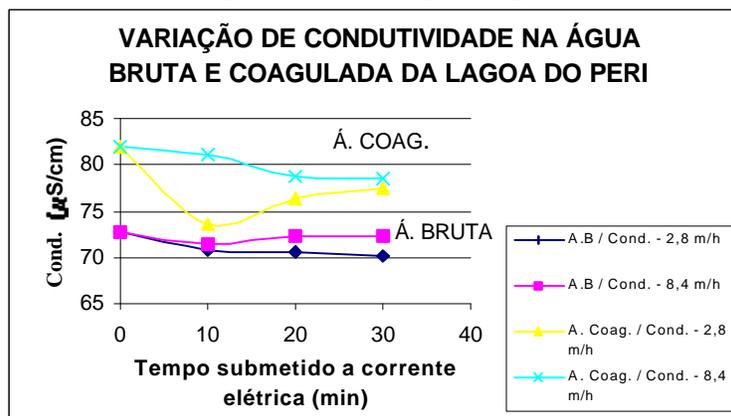


Figura 14 – Variação de pH.

Figura 15 – Variação de condutividade em $\mu\text{S/cm}$.

Pode-se observar nas figuras 14 e 15 uma variação de condutividade e pH para ambos tipos de águas, e na água coagulada obteve-se uma estabilidade maior. Isso se

deve às reações de oxi-redução entre os eletrodos e a formação do hidrogênio gasoso que ocorre a partir do encontro dos átomos de hidrogênio. Supondo que originalmente o número de íons H^+ fosse igual ao de íons $(OH)^-$, temos mais íons de $(OH)^-$ do que H^+ e a solução na região do cátodo tornar-se-ia básica, assim o resultado líquido no cátodo será: $2 H_2O + 2 e^- \rightarrow H_2$

A produção de gás depende somente da intensidade elétrica, independe do tipo de líquido, eletrodo, etc.". Como o processo se desenvolve em regime intermitente, a tendência se confirma até um equilíbrio iônico, princípio de Le Chatêlier que enuncia, **“Se o sistema em equilíbrio for perturbado por alguma variação, o sistema reagirá de modo a contrabalançar parcialmente o efeito da variação”**. Na água coagulada com 12 mg/L de sulfato de alumínio fornece um incremento de íons, reduzindo mais o pH. A resistividade aumentou até estabilização, uma vez que o aumento da taxa de aplicação superficial reduz o tempo de contato entre eletrodos.

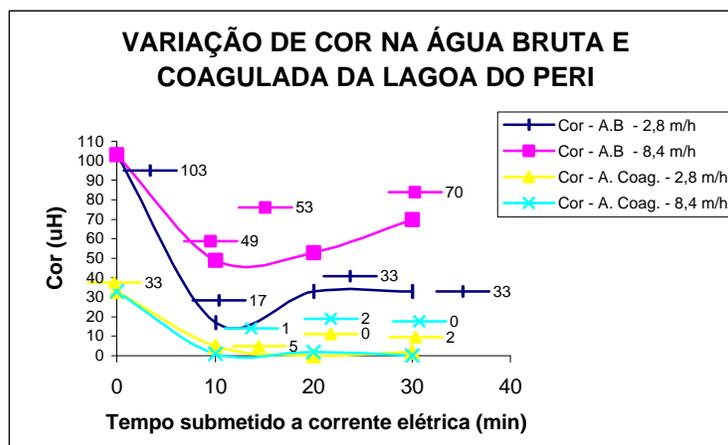


Figura 16 – Variação de cor em uH (un. Hazen)

Nas figuras 16 e 17, pode-se observar que para a água bruta e coagulada após eletroflotação uma redução significativa da cor e turbidez em 10 minutos de eletrólise, apresentando uma remoção de cor aos 20 minutos para a taxa de 2,8 m/h em 67,9% e para taxa de 8,4 m/h em 48,5% e a água coagulada apresentou os melhores resultados na ordem de 95% e 98% para a cor aos 20 minutos para as taxas de aplicação de 2,8 e 8,4 m/h, pois demonstra uma estabilidade maior nos seus resultados em unidades de cor. Já a água bruta requer um taxa menor de aplicação para apresentar uma estabilidade similar nos resultados.

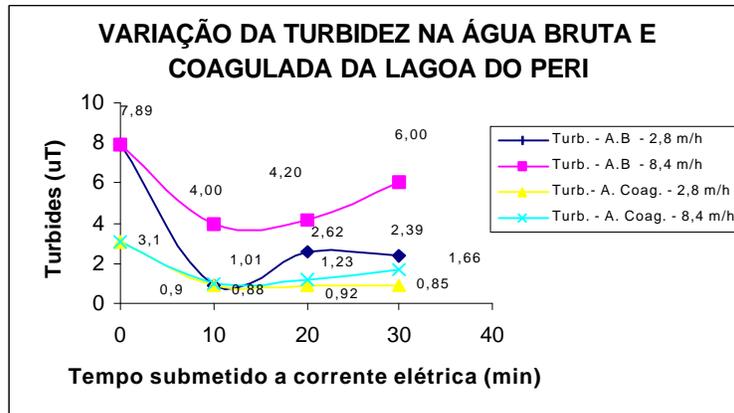


Figura 17 – Variação de turbidez em uT (un. de turbidez)

5.3.3. Parâmetros Microbiológicos da Água Bruta e Coagulada Eletroflotadas

Em um sistema de fluxo contínuo, nota-se a aderência de flocos nos eletrodos, o que dificulta o contato mais íntimo das bactérias com o ânodo dos eletrodos. Desta forma pode-se observar que a taxa 2,8 e 8,4 m/h aplicado na água bruta foi menos eficiente, sendo que a taxa de 2,8 m/h apresentou 99,5% de inativação dos C. totais aos 10 minutos e após diminui a inativação para 70,3%. E a taxa 8,4 m/h foi muito ineficiente na inativação, pois extrapolou as diluições aplicadas, uma que a velocidade de escoamento é maior carregando junto com os particulados as bactérias que ficam protegidas. Já a água coagulada com sulfato de alumínio apresentou uma eficiência melhor que a água bruta, pois apresentou uma regularidade de inativação na ordem de 99% para C. totais e *E. Coli.*, conforme demonstra a figura 18.

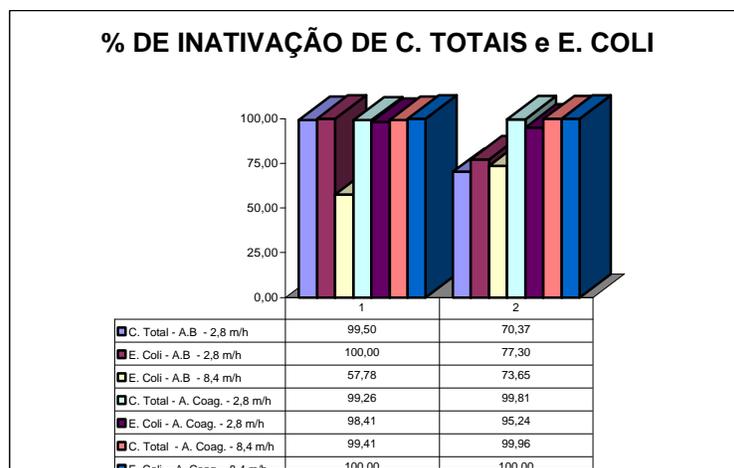


Figura 18 – Variação de C. totais e *E. Coli.*

5.3.4. Os Filtrados das Águas Bruta e Coagulada Eletroflotadas

As amostras coletadas no tempo zero correspondem às águas bruta e coaguladas somente filtrada. Desta forma comparou-se a evolução de cor, turbidez e do alumínio residual no filtrado das amostras, a cada intervalo de tempo de 10 minutos, onde se aplicou uma taxa de 2,8 e 8,4 m/h.

Observa-se que a ETA da Lagoa do Peri opera predominantemente na faixa de neutralização de cargas, com 12 mg/L de sulfato de alumínio. Observou-se também minúsculos flocos formados já na entrada do processo eletrolítico. Após simulou a filtração direta em papel filtro. Somente avaliou-se a variação de cor, turbidez e residual do íon alumínio no simulado de uma filtração, de acordo com os dados obtidos relacionados nas tabelas 18 e 19.

Tabela 18 - Resultados obtidos no filtrado da água bruta eletroflotada

Taxa 2,8 m/h			
Filtrado da Água Bruta Eletroflotada			
Tempo (min)	Cor (uH)	Turbidez (uT)	Alumínio (mg/L)
0	18	1,66	0,01
10	2	0,79	0,04
20	6	1,02	0,05
30	3	1,01	0,05
Tempo (min) / 8,4 m/h			
Tempo (min)	Cor (uH)	Turbidez (uT)	Alumínio (mg/L)
0	18	1,66	0,01
10	5	0,84	0,09
20	6	1,01	0,1
30	6	0,91	0,03

Tabela 19 - Resultados obtidos no filtrado da água coagulada eletroflotada.

Taxa 2,8 m/h			
Filtrado da Água Coagulada Eletroflotada			
Tempo (min)	Cor (uH)	Turbidez (uT)	Alumínio (mg/L)
0	4,0	0,93	0,08
10	1	0,78	0,01
20	1	0,84	0,05
30	2	0,71	0,08
Tempo (min) / 8,4 m/h			
Tempo (min)	Cor (uH)	Turbidez (uT)	Alumínio (mg/L)
0	4,0	0,93	0,08
10	0	0,96	0,03
20	0	0,71	0,03
30	0	1,07	0,12

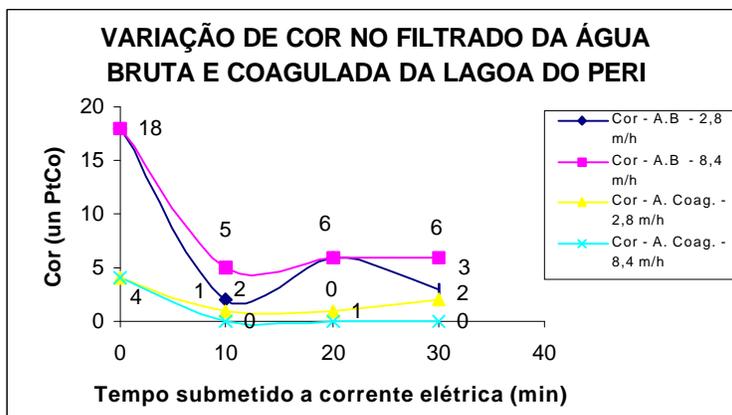


Figura 19 – Variação de cor do filtrado na água, bruta e coagulada.

As reduções de cor são devidas, principalmente, à formação de hidróxidos de alumínio que atuam como coagulante da matéria orgânica e a eletroxidação que atua nas substâncias orgânicas que possuem grupamentos cromóforos, que oxidados nos ânodos reduzem a cor, bem como a eletroflotação que carrega os particulados tais como, flocos formados, algas, etc., reduzindo também a turbidez como demonstram as figuras 19 e 20.

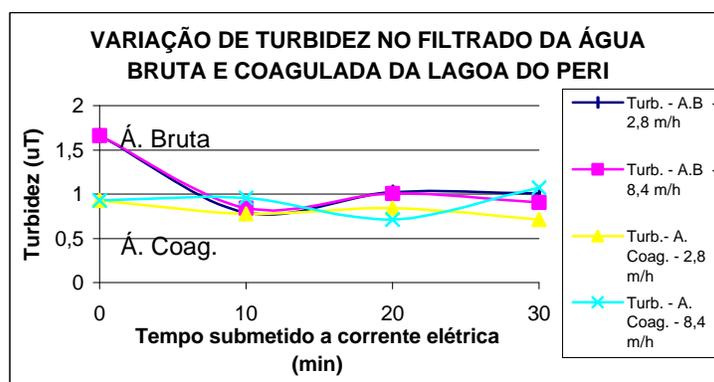


Figura 20 – Variação de turbidez nos filtrados das águas, bruta e coagulada.

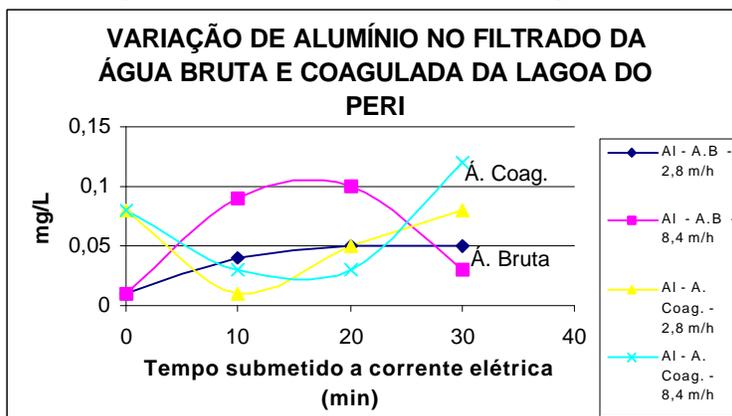


Figura 21 – Variação de alumínio nos filtrado das águas, bruta e coagulada

A taxa de dissolução de alumínio é função da detenção hidráulica e da intensidade de corrente elétrica. Desta forma o processo solubiliza os metais na forma iônica, o qual se intensifica a reação de oxi-redução entre os eletrodos para as taxas aplicadas ocorrendo redução da cor e turbidez e também se observou a formação de flocos que fica aderido nos filtros, pois, a taxa maior favorece a passagem de alumínio residual, conforme pode-se ver na figura 21, em que a água bruta em taxas menores apresenta menor quantidade de íons alumínio.

Conforme enuncia a lei de Faraday, *“a massa de qualquer substância formada ou consumida num eletrodo é diretamente proporcional à intensidade de carga elétrica”* ou seja, à medida que se aumenta a diferença de potencial, aumenta a velocidade do processo e a tendência de corrosão de um dos eletrodos (ânodo). Ou seja, o íon Alumínio ou de outros metais pode ser retirado de uma chapa metálica e colocado em solução, destruindo a sua estrutura inicial. Desta forma, sempre que se impõe uma DDP entre dois eletrodos, o anodo está fatalmente submetido à corrosão, assim sendo, o anodo de alumínio sofrerá dissolução eletrolítica e lançará ao meio os íons desse metal que irá promover a coagulação de água. Empregando-se eletrodos de Al⁰, teremos as seguintes reações prováveis no meio eletrolítico, entre outras: No ânodo ($\text{Al}^0 \rightarrow \text{Al}^{+3} + 3\text{e}^-$) e na solução ($\text{Al}^{+3} + 3(\text{OH})^- \rightarrow \text{Al}(\text{OH})_3$).

Ao comparar a água bruta eletrooxidada com a água coagulada eletrooxidada, pode-se constatar a necessidade de reduzir a resistividade do meio, o que favorecerá um aumento de intensidade de corrente elétrica, desta forma necessita aplicar valores de tensões elétricas menores para saturar o volume do reator.

5.3.5. Remoção Algas por Eletroflotação

A água da Lagoa do Peri possui baixa salinidade e uma condutividade média medida de 70 $\mu\text{S}/\text{cm}$, o que dificulta o processo eletrolítico, pois quanto menor a condutividade maior a resistividade, o que não propicia uma utilização de Tensões inferiores a 2V de acordo com a recomendada por SAVER, DAVIS (1994) e PESSOA (1996), pois tem-se uma resultante de intensidade de corrente elétrica inferior a mínima necessária para saturar o volume da célula eletrolítica, ou seja, menor que 1,71A. O que

demonstrou experimentalmente uma tensão de 4V para a intensidade de corrente elétrica aplicada de 2 A, uma vez que aplicar intensidades de corrente elétricas maiores demandaria tensões muito elevadas o que provocaria desperdícios de Potência Elétrica. Logo a utilização de $[Al_2(SO_4)_3]$ como coagulante no processo de filtração direta aplicada na Lagoa do Peri fornece um incremento de íons, favorecendo o processo eletrolítico.

Segundo ZABEL, (1982), para águas contendo algas, as unidades retangulares de flotação (de partículas floculadas) apresentam vantagens sobre as de sedimentação e devem possuir uma taxa de aplicação superficial entre 8 e 12 m/h e ou 8 e 12 $m^3/m^2.h$ e o tempo de detenção hidráulica na unidade de flotação deve estar em torno de 5 a 15 minutos entre outras. Desta forma, buscou-se para taxas de 2,8 e 8,4 m/h uma Eletroflotação na água bruta e na água coagulada com sulfato de alumínio, associada a uma eletrocoagulação, considerando a quantidade de gases dissolvidos em função do volume do reator.

Observou-se também presença de grandes emaranhados de filamentos – flocos densos e compactos que dificultou a identificação e contagem das algas nas amostras, conforme nos apresenta a figura 22. Desta forma obtêm-se os dados constantes nas tabelas 20 e 21, para água bruta e coagulada eletroflotadas.

IDENTIFICAÇÃO DOS MICRORGANISMOS	QUANTIFICAÇÃO DOS MICRORGANISMOS (unidades/L)				
	Á. Bruta	Taxa 2,8 m/h		Taxa 8,4 m/h	
Tempo (min)	0	10	20	10	20
<i>Cylindrospermopsis</i> sp	126.900	35.606	28.409	25.606	30.454
<i>Pseudoanabaena</i> sp	1.010	NO	NO	890	NO
<i>Cosmarium</i> sp	1.010	NO	NO	1.500	NO
<i>Botriococcus</i> sp	757	NO	NO	NO	151
<i>Melosira</i> sp	379	NO	NO	NO	382
<i>Microcystis</i> sp	378	NO	NO	NO	NO
<i>Staurastrum</i> sp	126	NO	NO	NO	NO
<i>Cymbella</i> sp	NO	NO	NO	189	NO
Cloroficea isolada não identificada	NO	NO	NO	151	NO
TOTAL	130.560	35.606	28.409	28.336	30.987

Tabela 20 - Resultados obtidos na remoção de algas na água bruta eletroflotada.

Tabela 21 - Resultados obtidos na remoção de algas na água coagulada eletroflotada.

IDENTIFICAÇÃO DOS MICROORGANISMOS	QUANTIFICAÇÃO DOS MICROORGANISMOS (unidades/L)				Filtradas
	Taxa 2,8 m/h		Taxa 8,4 m/h		
Tempo (min)	10	20	10	20	
<i>Cylindrospermopsis</i> sp	13.340	26.515	33.523	26.893	NO
<i>Pseudoanabaena</i> sp	NO	NO	NO	NO	NO
<i>Cosmarium</i> sp	NO	NO	150	NO	NO
<i>Botriococcus</i> sp	NO	300	250	150	NO
<i>Melosira</i> sp	NO	NO	250	250	NO
<i>Microcystis</i> sp	NO	NO	NO	NO	NO
<i>Staurastrum</i> sp	NO	NO	NO	NO	NO
<i>Cymbella</i> sp	NO	NO	NO	NO	NO
Clorófitca isolada não identificada	NO	150	NO	NO	NO
TOTAL	13.340	26.965	34.173	27.293	-

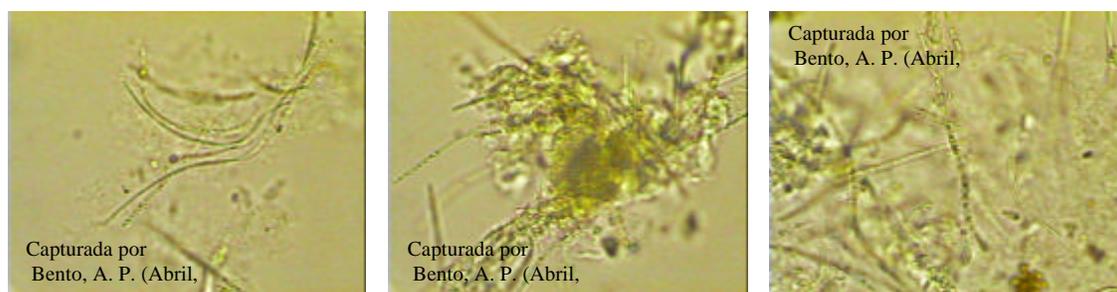


Figura 22 – Fotos do flocos biológicos formados após eletroflotação da água

No reator eletrolítico, pode-se observar uma camada eletroflotada, estando com uma intensidade elétrica de 2A o fenômeno de coalescência se intensifica à medida que as partículas aumentam a camada aderida aos eletrodos, o que favorece a flotação como pode ser verificado na figuras 23.



Figura 23 – Foto da vista superior e frontal do flotado.

Nos filtrados da água bruta e coagulada, para todas as taxas aplicadas não foram observadas espécies de algas presente, já nas amostras eletroflotadas pode-se observar em exames microscópicos do flotado, observou-se a predominância de grande número da alga *Cylindrospermopsis sp.* e precipitados flocosos no flotado. A Lagoa do Peri apresentou as espécies algais representada pela figura 24, em abril de 2002, a qual possui uma predominância de 97,2% da espécie *Cylindrospermopsis sp* seguida de *Botriococcus sp.*

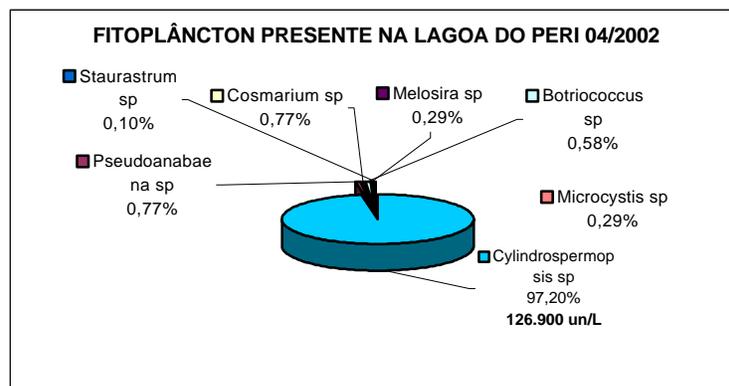


Figura 24 – Fitoplâncton presente na Lagoa do Peri em 04/2002

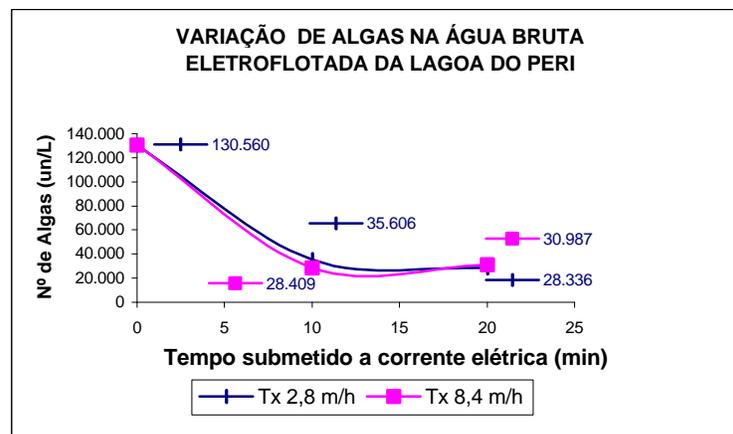


Figura 25 – Variação de algas após Eletroflotação da água Bruta

Pode-se observar nas figuras 26 e 27 que ambas as taxas de aplicação superficial para a água bruta eletroflotada removeram 78,2 % e 76,3 % e para a água coagulada eletroflotada 79,3 % e 79,1% da quantidade total de unidades presentes na água da Lagoa do Peri, restando ainda um grande número delas por litro, embora o porcentual remanescente seja pequeno, ele expressa 28.336 e 30.987 un/L, o que pode ser visto na figura 25.

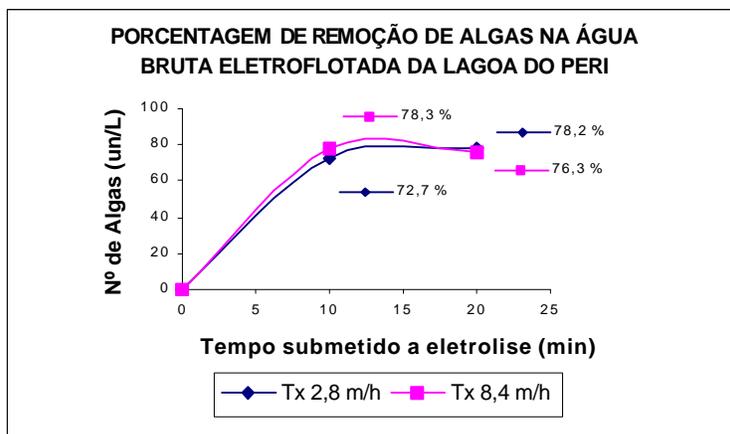


Figura 26 – % de remoção de algas na água bruta eletroflotada

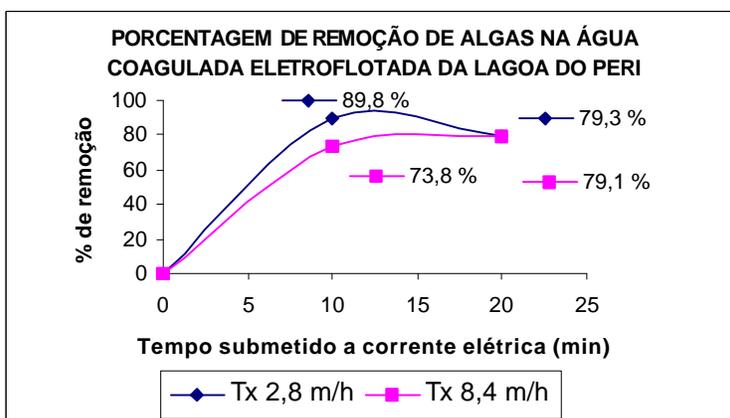


Figura 27 – % de remoção de algas na água coagulada eletroflotada

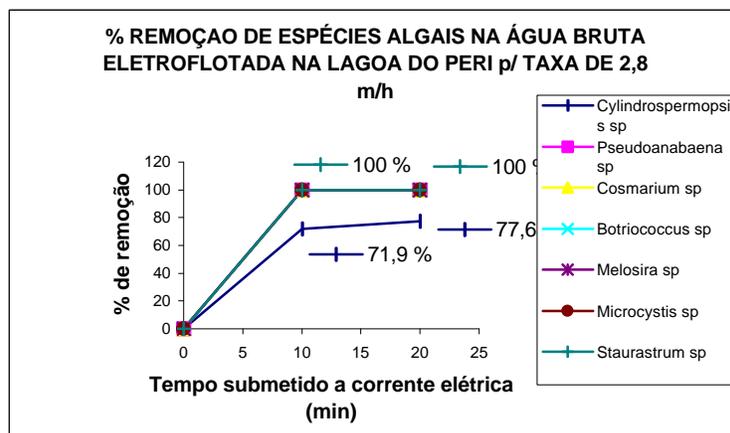


Figura 28 – % de remoção de espécies algais para taxa de 2,8 m/h da água bruta

Avaliando as espécies algais removidas no processo de eletroflotação, a taxa de aplicação de 2,8 m/h na água bruta eletroflotou 77,6% da espécie *Cylindrospermopsis*

sp e 100% das demais. Já para a taxa 8,4 m/h apresentou uma remoção por espécies de 76% *Cylindrospermopsis* sp, 80% *Botriococcus* sp e 0% de *Melosiora* sp, pois o reduzido Tdh faz com que as algas aderidas nos flocos formados no processo, não sejam retidos na flotação, conforme apontam as figuras 28 e 29.

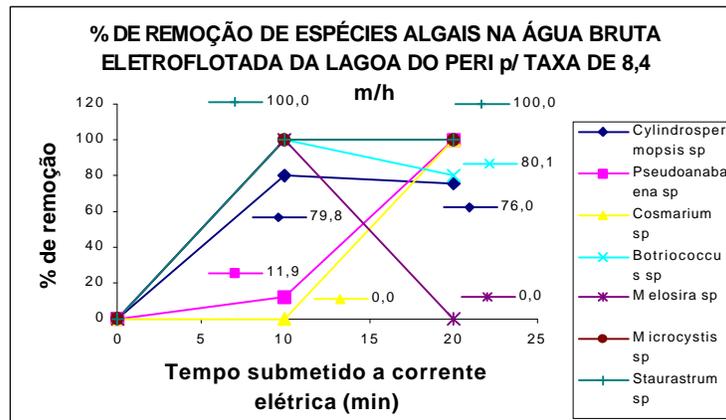


Figura 29 – % de remoção de espécies algais para taxa de 8,4 m/h da água bruta

Na água coagulada eletroflotada, a taxa de aplicação superficial de 2,8 m/h removeu 79,1% da espécie *Cylindrospermopsis* sp, 60,4% de *Botriococcus* sp e 100 % das demais. A taxa de 8,4 m/h apresentou remoção de 78,8 % da espécie *Cylindrospermopsis* sp, 80,2 % *Botriococcus* sp e 34% de *Melosiora* sp e 100% das demais, conforme as figuras 30 e 31.

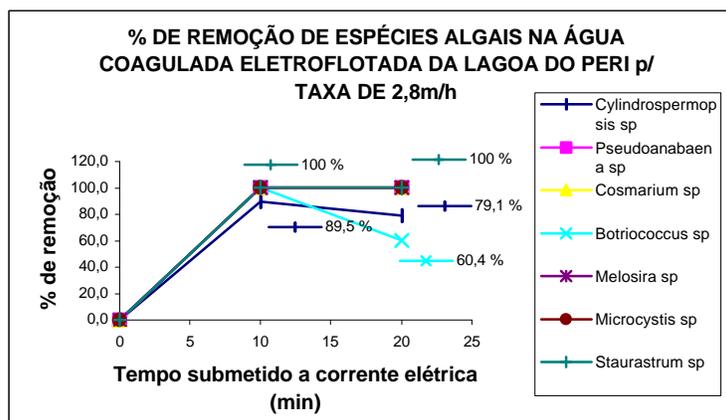


Figura 30 – % de remoção de espécies algais para taxa de 2,8 m/h da água coagulada

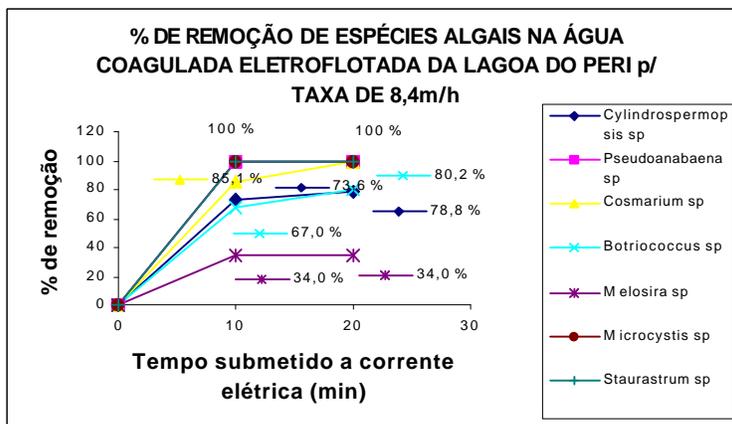


Figura 31 – % de remoção de espécies algais para taxa de 8,4 m/h da água coagulada

Observa-se que, tanto na água bruta como na coagulada para a taxa aplicada de 2,8 e 8,4 m/h, há uma predominância da espécie *Cylindrospermopsis* sp que é arrastada com os flocos formados e à medida que aumenta a taxa de aplicação e reduzindo o Tempo de detenção hidráulica.

5.3.6. Tempo de Desgaste dos Eletrodos

O tempo de desgaste do material dos eletrodos foi calculado pela 1ª lei de Faraday.

$$(03) \quad t = M / \alpha \cdot i \quad \text{onde} \quad (25) \quad M = \rho \times V$$

Substituindo a equação (25) em (03), temos:

$$(27) \quad t = \rho \times V / \alpha \cdot i$$

Onde: t = tempo (s)

ρ = Peso específico (Kg/m³)

α = Equivalente eletroquímico (mg/C)

M = Massa da substância desgastada (mg)

V = Volume do eletrodo

Para os eletrodos em alumínio com espessura 0,5 mm, têm-se os seguintes dados de fabricação:

$$\rho = 2,7 \text{ Kg} / (1,0 \text{ m} \cdot 2,0 \text{ m} \cdot 0,0005 \text{ m}) = 2.700 \text{ Kg} / \text{m}^3$$

$$\alpha_{\text{Al}} = 0,093 \text{ mg} / \text{C}$$

Então para a Intensidade de Corrente Elétrica de 2 A, temos:

$$(21) \quad i_{(\text{fases do eletrodo})} = \text{Área}_{(L \cdot C)} \cdot i$$

$$i_{(2 \text{ faces do eletrodo})} = 0,215 \text{ m} \cdot 0,195 \text{ m} \cdot 2 \text{ A} \cdot 2_{\text{face}} = 0,16 \text{ A}$$

Como o sistema pode ser operado com inversão de polaridade, o que prolongará sua vida útil em 2 vezes, pois irá igualar o desgaste. O que ocorre um desprendimento de uma fina película que estará aderida à superfície dos eletrodos. Desta forma, podemos calcular o tempo de desgaste total do eletrodo, segundo a equação (27), temos:

$$(27) \quad t = \frac{2700 \frac{\text{Kg}}{\text{m}^3} \times (0,215 \text{ m} \times 0,195 \text{ m} \times 0,0005 \text{ m})}{0,093 \frac{\text{mg}}{\text{C}} \times 0,167 \text{ A}_{(2 \text{ faces do eletrodo})} \times 10^{-6} \times 86.400} \times 2 \cong 42 \text{ dias}$$

Então para o eletrodo de Alumínio podemos prever um desgaste em 42 dias.

5.3.7. Potência e Energia Consumida

A potência requerida e energia consumida foram calculadas substituindo a equação (12) na equação (13), então:

$$(28) \quad E_{\text{cons.}} = U \cdot i \cdot t \quad \text{e} \quad (29) \quad E_{\text{cons.}} = (\text{Kw.h}) / V(\text{m}^3)$$

Onde 1 Wh = 3600 J

A Potência Elétrica requerida, foi:

$$\text{Potência} = 4,0 \text{ V} \cdot 2,0 \text{ A} = 8 \text{ W}$$

Logo a $E_{(\text{consumida})}$ para 90 L/h e 270 L/h, sendo o custo da energia elétrica em R\$/KW.h de 0,26454, considerando somente o custo energético, teremos o correspondente de:

$$\begin{aligned} E_{(\text{consumida})} &= 8 \text{ W} \cdot 1\text{h} / 0,090 (\text{m}^3) = 88,8 \text{ W.h} / \text{m}^3 \\ E_{(\text{consumida})} &= 8 \text{ W} \cdot 1\text{h} / 0,270 (\text{m}^3) = 29,6 \text{ W.h} / \text{m}^3 \\ \text{Custo}_{(\text{Energético})} &= 88,8 \text{ W.h} / \text{m}^3 \cdot 0,26454 \text{ R}\$/\text{KW.h} = 0,0234 \text{ R}\$/\text{m}^3 \\ \text{Custo}_{(\text{Energético})} &= 29,6 \text{ W.h} / \text{m}^3 \cdot 0,26454 \text{ R}\$/\text{KW.h} = 0,0070 \text{ R}\$/\text{m}^3 \end{aligned}$$

6. CONCLUSÃO

Com base nos resultados apresentados do sistema piloto eletrolítico de fluxo contínuo descendente com a água da Lagoa do Peri, pode-se afirmar que o tratamento de eletroflotação apresentou uma remoção nos seguintes parâmetros analisados:

- A eletroflotação seguida de filtração direta demonstrou ser eficiente na remoção do fitoplâncton na Lagoa do Peri.
- Para água bruta eletroflotada apresentou uma remoção de:
 - 67,9% em cor aparente, para a taxa aplicada de 2,8 m/h aos 20 min. de eletroflotação.
 - 48,5% em cor aparente, para a taxa aplicada de 8,4 m/h aos 20 min de eletroflotação.
 - 99,5% de inativação em coliformes totais a taxa de 2,8 m/h aos 10 min e 70% aos 20 min. de eletroflotação e a taxa 8,4 m/h mostrou-se ineficiente.
 - 78,2 e 76,3% de remoção do fitoplâncton total, para ambas taxas aplicadas aos 10 e 20 min de eletroflotação.
- Para água coagulada eletroflotada com 12 mg/l com sulfato de alumínio, apresentou uma remoção de:
 - 95% em cor aparente, para a taxa aplicada de 2,8 m/h aos 20 min. de eletroflotação.
 - 98% em cor aparente, para a taxa aplicada de 8,4 m/h aos 20 min. de eletroflotação.
 - Em coliformes totais a taxa de 2,8 e 8,4 m/h inativou em 99% aos 10 min. de eletroflotação.
 - 79,3 e 79,1% de remoção do fitoplâncton total, para ambas taxas aplicadas aos 10 e 20 min de eletroflotação.
- Na água bruta como na coagulada, para ambas as taxas aplicadas após eletroflotação, houve uma predominância da espécie *Cylindrospermopsis* sp.
- A remoção dos flocos formados durante a eletrólise pode facilmente ser retirado por flotação e filtração.

- Após o processo houve para ambos os tipos de águas eletroflotadas, um aumento de alumínio residual.
- A potência requerida para a intensidade de corrente elétrica aplicada de 2 A foi de 8W e a energia consumida para a taxa de 2,8 m/h foi de 88,8 Wh/m³ e para a taxa de 8,4 m/h foi de 29,6 Wh/m³.
- O custo energético do eletroflotador para a vazão de 90 l/h foi de 0,0070 R\$/ m³ e para a vazão de 270 l/h foi de 0,0234 R\$/ m³.

6.1. Sugestões e Recomendações

Com base no trabalho realizado, recomenda-se que:

- Testar a eletroflotação com eletrodos de carvão, platina e titânio, uma vez que os mesmos são considerados inertes e não atuarão no processo.
- Continuar a investigação dos processos eletrolíticos (eletroflotação e eletroxidação) na remoção de compostos inorgânicos e toxinas orgânicas em escala real.
- Testar o processo de eletrolítico na oxidação de sub produtos de desinfecção e toxinas algais.

7. BIBLIOGRAFIA

ALEGRE, R.N. e DELGADILLO, S.A.M. *Uso da Eletrólise na Depuração de correntes líquidas contendo óleos e graxas emulsificados (Parte II)*. Revista DAE, São Paulo – SP, n° 173, p.9-15, set-out/1993b.

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

ARMIRTHARAJAH, A. & Milis. K. M. *Rapid-mix Design for Mechanisms of Alum Coagulation*. JAWWA, p: 210-216, Vol. 74, n° 4, April 1982.

AZEVEDO, M.F.O S. *Toxinas de Cianobactérias: Causas e conseqüências para a saúde pública*. Núcleo de Pesquisas de Produtos Naturais – CCS – UFRJ, 1998. Medicina On Line, V. 1, Ano 1, n° 3.

BATALHA, Bem-Hur L. *Controle da qualidade da água para consumo humano: bases conceituais e operacionais*. São Paulo, CETESB,1977.

_____. *Revista Ciência Hoje*, Vol 25, n°145.p.28.

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

BISHOP, C.T.; ANET, E.F.L.J.; GORHAM, P.R. *Isolation and identification of the past-death factor in Microcystis aeruginosa nrc-1*. *Can. J. Biochem. Physiol.* 37: 453-471, 1959.

BORGES J. T. P. – *A Cloração e o residual de cloro na água: Uma abordagem polêmica*. SEMINÁRIO NACIONAL DE MICROBIOLOGIA APLICADA AO SANEAMENTO – Vitória – ES, 2000.

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.*, Pretoria, 1 (2): 57:69, jul. 1975.

BRASIL. *Portaria nº 1469 de 29 de dezembro de 2000*. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativas ao controle e vigilância da qualidade de água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e da outras providências. Gabinete do Ministério. Brasília – DF. 2000.

BRITO, S.R. *Depuração das águas dos esgotos*. Vol. II Obras completas. Imprensa Nacional, 1943.

CARMICHAEL, W.W. & NAMIKOSHI. *First report of microcystins from a Brazilian isolate of the cyanobacterium Microcystis aeruginosa*. Journal of Applied Phycology, 6: 261-265 – 1994.

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

_____. *Cyanobacteria secondary metabolites – The Cyanotoxins*. J. Appl. Bact., 72: 445-459, 1992.

_____. *The toxins of Cyanobacteria*. Scientific American. 270 (1), pp. 78-86, 1994.

_____.; FUJIKI, H. *Inhibition of protein phosphatase by microcystin and nodularin associated with hepatotoxicity*. J. Cancer Res.Cli.Oncol. 116:609-614 – 1990.

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

CETESB. *Bactérias Heterotróficas*. Contagem – L 201, São Paulo – SP, set/ 1986.

_____. *Microbiologia Ambiental*, São Paulo, 1992.

DELGADILLO, A.M.S. *Tratamento Eletrolítico de efluentes de refinaria de petróleo*. Tese de Doutorado, FEA/UNICAMP, 1991.

DEVLIN, J.P.; EDWARDS, O.E.; GORHAM, P.R.; HUNTER, N.R.; PIKE, R.K.; STAVRICH, B. *Anatoxin-a a toxicalkaloid from Anabaena flos-aquae NRC-44 the*. Can.J.Chem. 55:1367-1371, 1977.

DI BERNARDO, L. *Algas e suas Influências na Qualidade das Águas e nas Tecnologias de Tratamento*. ABES, Rio de Janeiro, 1995. p 127.

_____. *Método e Técnicas de Tratamento de água*. Vol. I e II. ABES, Rio de Janeiro, 1993. p 481 /498.

FAPEU. *Relatório preliminar. Batimetria da Lagoa do Peri*. CASAN, Florianópolis, 1998.

FONSECA, M. R. M. *Química Geral*. Editora FTD, São Paulo, 1992.

FRISCHKORN, H. *Efeitos bactericida da oxidação anódica na desinfecção de água*. XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Porto Alegre - RS, 2000. p.11.

GIORDANO, G. *O processo eletrolítico aplicado ao saneamento ambiental de balneários*. XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Porto Alegre - RS, 2000.

HAWSER et. al. *A neurotoxic factor associated with the bloom-forming cyanobacterium Trichodesmium*. *Toxicon*, 29:277-278.1991)

IPIUF (Instituto de Planejamento Urbano de Florianópolis). *Plano Diretor do Parque da Lagoa do Peri*. Florianópolis, 1978.

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. p 23.

LARINI, L. *Toxicologia*. Ed. Monole Ltda. São Paulo, 1997. p 301.

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*; London, 14(6): 71-6, Apr. 1987.

MACEDO, H.H.L.; NOGUTI, M.; ABE, Y.H. *Estudos dos trihalometanos*. *Revista DAE* n° 134, setembro 1983.

MANNARINO, J.C. *Processo de Eletrocoagulação Aplicada a um Efluente Petroquímico*. Projeto de Graduação IV – (Graduação em Engenharia Civil, Habilitação Sanitária) Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro – RJ, 1997. p 30.

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

MENDES, C. G. N. *Determinação das Dosagens ótimas de produtos Químicos na Filtração direta ascendente*. Dissertação de Mestrado em fase final de redação, sob orientação do prof. Luiz Di Bernardo, 1984.

MIRANDA, G. Jr. *Estudo Hidrológico da Bacia Hidrográfica e Capacidade de Preservação da Lagoa do Peri*. CASAN, Florianópolis, novembro/1998

MOZART, S.Q. et al. *Processo eletrolítico: Uma nova tecnologia para tratamento de efluentes da indústria do petróleo*. 5° Congresso Brasileiro do Petróleo e Conexos Arpel 94. Rio de Janeiro – RJ, 1994.

NEMAR (Núcleo de Estudos do Mar) - *Diagnostico Ambiental e Programa de Monitoramento da Lagoa do Peri*: UFSC, Florianópolis-SC, Agosto, 1998.

OHATOANI, I. et al., *Cylindrospermopsin, a potent hepatotoxic from the blue – green algae Cylindrospermopsis raciborski*. J. Am. Chem. Soc. 114:7941. 1992.

PESSOA, A.D. *Processo de Eletrocoagulação para Tratamento de Esgotos Sanitários e Efluentes Industriais*, 1996. 36p. Projeto de Graduação IV-B (Graduação em Engenharia Civil, Habilitação Sanitária) Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 1996.

POLI, R et al. *Levantamento da fauna aquática da Lagoa do Peri – FAPEU* (Fundação de Amparo Pesquisa e Extensão Universitária), Florianópolis – SC, 1978. p67.

POON & BRUECKNER – **Physicochemical Treatment of Wastewater – Seawater Mixture by Electrolysis**. Journal Water Pollution Control Federation, 47 (1): 66-78, January, 1975.

QUEIROZ, M.S.; MAURO, C.A.; RIBEIRO, C. e Abreu, E.S.V. *Processo Eletrolítico: Uma nova Tecnologia para Tratamento de Efluentes da Indústria do Petróleo*. In: 5° Congresso Brasileiro de Petróleo, Rio de Janeiro – RJ, 1994.

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. 114: 1-55, apr. 1979.

RESNICK, ROBERT.; HOLLIDAY, DAVID. *Física II*, 3^oV, 2^o Ed, Livros Técnicos e Científicos S.A., Editora SA, Rio de Janeiro, 1979.

RICHTER, A. C.; AZEVEDO N. M. J. *Tratamento de água*. Ed. Edgar Blücher Ltda. 1991. p.332.

SAVER, J.E.; DAVIS, E.J. *Eletrokinetically Enhanced Sedimentation of Colloidal Contaminants*. Environ Sci. Technol., v.28, n^o 4, 1994, p.737-745.

SIFUENTES, E.L.S.E. *Estudo do tratamento eletrolítico das águas residuárias de uma indústria de doces*. Tese de Doutorado, FEA/UNICAMP, 1992.

SILVA, et. al. *Análise Ambiental da Bacia do Peri*. Laboratório Associado de Sensoriamento Remoto de Santa Catarina – LARS/SC, Florianópolis, 1989.

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

SNIZEK, F.N. & CANOZZI, M.P. *Lagoa do Peri: proteção ambiental, tomada de água e repovoamento – Análise preliminar*. IV SIMPÓSIO LATINOAMERICANO DE AQUICULTURA, & VI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE AQUICULTURA, Florianópolis, ALA/ABRAQ, 1988.

SOBRINHO e ZIMBARDI, W. *Tratamento de esgotos de áreas litorâneas por processo eletrolítico*. In 13º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Ed. ABES, Rio de Janeiro, 1987. v 2, tomo I, p.136 – 155.

SOBRINHO, P.A. *Estudos dos fatores que influem no desempenho do processo de lodos ativados: determinação de parâmetros de projeto para esgotos predominantemente domésticos*. Revista DAE, São Paulo, v. 43, n° 4.132. p 49-85, mar/1983.

TAKAHASHI, M. *Aproveitamento da manipueira e de resíduos de processamento da mandioca*. Informe Agropecuário, 13 (145): 83-87, 1987.

VOGEL, A I. *Química analítica qualitativa*. Editora Mestre Jou, São Paulo, 1981.

VIRGOLIM, E. et al. *Eletrólise De Esgotos*. USP, São Paulo, 1985.

WAGNER, E. G. & HUDSON Jr., H. E. *Low-Dosage High-rate Direct Filtration* JAWWA, may 1982. v 74, n° 5. p. 256 – 261.

WIENDL, W.G. *Processo Eletrolítico*. Revista DAE, São Paulo, setembro 1985. v. 45, p.142-143.

_____. *Processo Eletrolítico no Tratamento de Esgotos Sanitários*. Rio de Janeiro: ABES, 1998. p 368.

YUNES, J.S. *A proliferação das algas cianofícias e sua repercussão na qualidade das águas de abastecimento*. UPC (Unidade de Pesquisa em Cianobactéria), SEMINÁRIO INTERNACIONAL DA QUALIDADE DE ÁGUAS DE ABASTECIMENTO. FURG – RS, 1997.

ZABEL, T. F. *Flotation in water treatment*. In: NATO ADVANCE STUDY INSTITUTE ON THE SCIENTIFIC BASIS OF FLOTATION, Cambridge, England, july, 5-16. 1982

8. ANEXOS

8.1. Fotos de Algas presentes na Água da Lagoa do Peri em Abril 2002

A espécie - *Botriococcus* sp representada pelas figuras 32 e 33 são Cloríficeas produtora de óleo, responsável pela Cor avermelhada da água em determinadas épocas.



Figura 32 - *Botriococcus* sp (1000x)

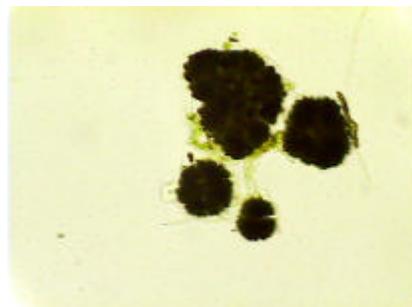


Figura 33 - *Botriococcus* sp (100x)



Figura 34 - *Melosira* sp (400x)



Figura 35 - *Cylindrospermopsis* sp (1000x)



Figura 36 - *Cylindrospermopsis* sp (400x)



Figura 37 - *Staurastrum* sp (400x)

8.2. Fotos dos Flocos Biológicos formados Após Tratamento Eletrolítico da Água.

Na água, após a eletroflotação observou-se a presença de flocos biológicos conforme a figura 38 com um aumento de 100 e 400 vezes as fotos do centro. Já a figura 39 representa uma amostra antes na água bruta antes da eletroflotação a título de ilustração.

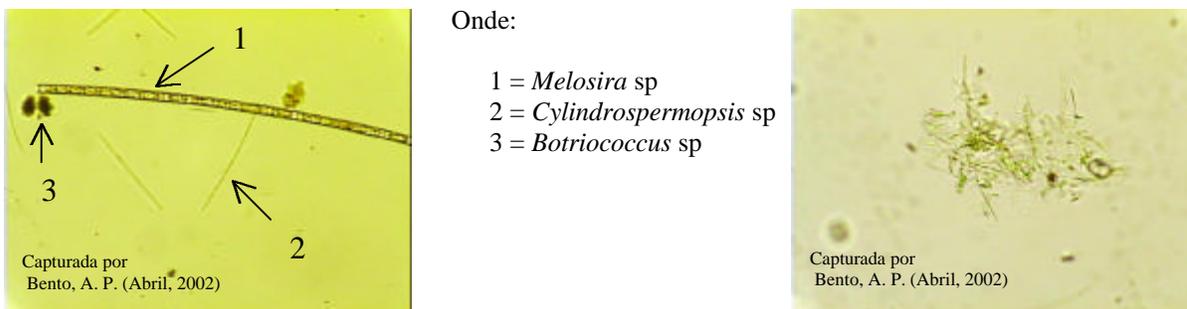


Figura 38 - Fotos de algumas algas presentes na água bruta (100x)

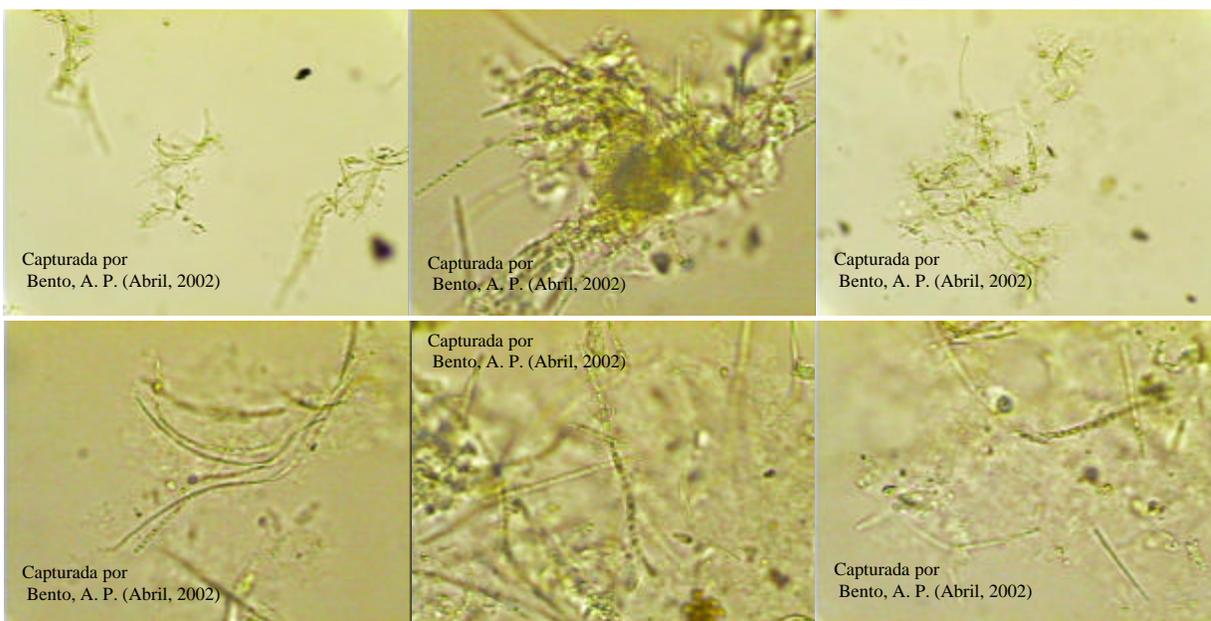


Figura 39 - Fotos dos flocos biológicos formados após eletroflotação da água

8.3. Legislação – Port. 1469 De 12/2000

A portaria 1469 de 12/2000 define água potável como sendo “Água para consumo humano cujos parâmetros microbiológicos, físicos, químicos e radioativos

atendam ao padrão de potabilidade e que não ofereça risco à saúde”, como também define os padrões de potabilidade e outras diretrizes. E considera como padrão de aceitação para água de consumo os valores expresso pela tabela 22 e 23.

Tabela 22 - Padrão de aceitação para água de consumo humano

Parâmetro	Unidade	VMP ⁽¹⁾
Alumínio	mg/l	0,2
Amônia (como NH ₃)	mg/l	1,5
Cloreto	mg/l	250
Cor Aparente	uH	15
Dureza	mg/l	500
Etilbenzeno	mg/l	0,2
Ferro	mg/l	0,3
Manganês	mg/l	0,1
Monoclorobenzeno	mg/l	0,12
Odor	-	Não objetável ⁽³⁾
Gosto	-	Não objetável ⁽³⁾
Sódio	mg/l	200
Sólidos dissolvidos totais	mg/l	1000
Sulfatos	mg/l	250
Sulfeto de Hidrogênio	mg/l	0,05
Surfactantes	mg/l	0,5
Tolueno	mg/l	0,17
Turbidez	uT	5
Zinco	mg/l	5
Xileno	mg/l	0,3

Fonte: Portaria 1469 de 12/2000.

Tabela 23 - Padrão de potabilidade química que representam risco à saúde.

I - Físicas e Organoléptica		
COR	uH	15
TURBIDEZ	uT	5,0
pH	-	>6,5 e <9,5
Sabor/Odor	-	Não objetável
II – Substâncias Químicas		
a) Componentes Inorgânicos que afetam a saúde		
Parâmetro	Unidade	VMP ⁽¹⁾
Antimônio	mg/l	0,005
Arsênio	mg/l	0,01
Bário	mg/l	0,7
Cádmio	mg/l	0,005
Cianeto	mg/l	0,07
Chumbo	mg/l	0,01
Cobre	mg/l	2
Cromo	mg/l	0,05
Fluoreto	mg/l	1,5
Mercúrio	mg/l	0,001
Nitrato (como N)	mg/l	10
Nitrito (como N)	mg/l	1
Selênio	mg/l	0,01
b) Componentes Orgânicos que afetam a saúde		
Acrilamida	µg/L	0,5
Benzeno	µg/L	5

Cont. da tabela 23

Benzo(a) pireno	µg/L	0,7
Cloreto de Vinila	µg/L	5
1,2 Dicloroetano	µg/L	10
1,1 Dicloroetano	µg/L	30
Diclorometano	µg/L	20
Estireno	µg/L	20
Tetracloroeto de Carbono	µg/L	2
Tetracloroetano	µg/L	40
Triclorobenzenos	µg/L	20
Tricloroetano	µg/L	70

c) Agrotóxicos

Alaclor	µg/L	20,0
Aldrin e Dieldrin	µg/L	0,03
Atrazina	µg/L	2
Bentazona	µg/L	300
Clordano (isômeros)	µg/L	0,2
2,4 D	µg/L	30
DDT (isômeros)	µg/L	2
Endossulfan	µg/L	20
Endrin	µg/L	0,6
Glifosato	µg/L	500
Heptacloro e Heptacloro epóxido	µg/L	0,03
Hexaclorobenzeno	µg/L	1
Lindano (γ-BHC)	µg/L	2
Metolacloro	µg/L	10
Metoxicloro	µg/L	20
Molinato	µg/L	6
Pendimetalina	µg/L	20
Pentaclorofenol	µg/L	9
Permetrina	µg/L	20
Propanil	µg/L	20
Simazina	µg/L	2
Trifluralina	µg/L	20

d) Cianotoxinas

Microcistinas ⁽³⁾	µg/L	1,0
------------------------------	------	-----

e) Desinfetantes e produtos secundários da desinfecção

Bromato	mg/l	0,025
Clorito	mg/l	0,2
Cloro livre	mg/l	5
Monocloramina	mg/l	3
2,4,6 Triclorofenol	mg/l	0,2
Trihalometanos Total	mg/l	0,1

III – Microbiológicos

Cont. Bactérias Heterotróficas	ufc	< 500 ufc
Coliformes Totais	NMP / 100 mL	Ausência em 100 mL
E.Coli	NMP / 100 mL	Ausência em 100 mL

Fonte: Portaria 1469 de 12/2000.