

**IRACEMA DE SOUZA MAIA**

**AVALIAÇÃO DE LAGOAS DE MATURAÇÃO MODIFICADAS COM A PRESENÇA  
DE SUPORTES E MACRÓFITAS DA FAMÍLIA *LEMNACEAE* NO TRATAMENTO DE  
ESGOTOS DOMÉSTICOS**

**FLORIANÓPOLIS**

**2008**

**“AVALIAÇÃO DE LAGOAS DE MATURAÇÃO MODIFICADAS COM A PRESENÇA DE SUPORTES E MACRÓFITAS DA FAMÍLIA *LEMNACEAE* NO TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS”**

IRACEMA DE SOUZA MAIA

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

**MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

na Área de Tecnologias em Saneamento Ambiental.

Aprovado por:

---

Prof<sup>o</sup>. Leonardo Rubi Rorig, Dr.

(UNIVALI)

---

Prof<sup>a</sup>. Rejane Helena da Costa Ribeiro, Dr<sup>a</sup>.

(UFSC)

---

Prof. Maria Angeles Lobo Recio Dr<sup>a</sup>.

(UFSC)

---

Prof. Sebastião Roberto Soares, Dr.

(Coordenador,UFSC)

---

Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.

(Orientador,UFSC)

FLORIANÓPOLIS, SC – BRASIL

2008

**AVALIAÇÃO DE LAGOAS DE MATURAÇÃO MODIFICADAS COM A PRESENÇA DE SUPORTES E MACRÓFITAS DA FAMÍLIA *LEMNACEAE* NO TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS.**

MAIA, Iracema de Souza

**Avaliação de Lagoas de Maturação Modificadas com a Presença de Suportes e Macrófitas da Família *Lemnaceae* no Tratamento de Esgotos Domésticos**

Iracema de Souza Maia – Florianópolis – 2008.

183 f.

Dissertação de Mestrado - Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental - Tecnologias de Saneamento Ambiental.

**Título em Inglês:** Evaluation of maturing ponds in presence of substrate and the family *Lemnaceae* macrophytes in treatment of domestic sewage.

1. Lagoas de Maturação 2. Macrófitas 3. Biofilme 4. Esgotos Domésticos

**Iracema de Souza Maia**

**AVALIAÇÃO DE LAGOAS DE MATURAÇÃO MODIFICADAS COM A PRESENÇA DE SUPORTES E MACRÓFITAS DA FAMÍLIA *LEMNACEAE* NO TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS**

*Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre em Engenharia Ambiental.*

Orientador: Flávio Rubens Lapolli, Dr.

**FLORIANÓPOLIS**

**2008**



## AGRADECIMENTOS

Agradeço às seguintes pessoas e instituições:

À **Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)**, que proporcionou auxílio e infra-estrutura para a realização deste mestrado e ao **Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA)**, a todos os professores e funcionários pelos valiosos ensinamentos que permitiram a (re)-construção de valores pessoais, acadêmicos e profissionais.

Ao **Centro de Ciência Biológicas (CCB)** da UFSC pela oportunidade de realizar a Licenciatura Plena em Ciências Biológicas, a todos os professores e colegas do curso, pela coragem e fé por esta profissão: **professor!**

Ao Professor Dr. **Flávio Rubens Lapolli**, orientador e conselheiro, pelas inúmeras chances concedidas e paciência ao longo destes dois anos.

Aos membros da **banca**, pela disposição em contribuir com esta pesquisa, com sugestões e críticas.

À bolsa da **Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES)** pelo auxílio durante estes dois anos.

À **CASAN (Companhia de Águas e Saneamento de Santa Catarina)**, em especial aos funcionários Jair, Seu Lauro, Seu Carlos e Seu José, pela fundamental ajuda em campo.

À Vera Lúcia da **Epagri/Ciram/Inmet** pelo fornecimento dos dados meteorológicos.

Ao **Laboratório Integrado do Meio Ambiente (LIMA)**, todos os colegas, amigos e funcionários em especial à Arlete, Dona Eliane, Débora Parcias, Iria Araújo, Luiz Lamego, Heloísa Fernandes (pela análise de FISH), Stefania e Anderson Holtz, que durante este período facilitaram a convivência e os trabalhos acadêmicos, no laboratório e em campo.

Ao grupo do **Laboratório de Reúso de Águas (LARA)**: Jeferson, Mariele Jungles, Rafael Rudson, Yasmine, Luana Ronconi, Luana Karina e em especial à querida amiga Flávia Tavares, e à grande equipe de profissionais Lucila Coral, Antônio Rogério, Fernanda Campello, Eduardo Bello e André Rotta pelo apoio e momentos de descontração necessários para enfrentar as adversidades durante a realização deste estudo.

Ao Juliano Anderson Pacheco pelo auxílio nas **análises estatísticas**.

Aos profissionais integrantes do **Laboratório de Microbiologia Aplicada (LAMA)** da Univali pelo apoio necessário, em especial à bióloga Maria do Carmo Miranda, pelo auxílio na identificação das bactérias associadas às raízes das macrófitas.

A todos os colegas e amigos **do PPGEA**: à Bianca Ranzi, José Oliveira, Vanessa Souto, Maria Aparecida, Rodrigo Mohedano, Anigeli, Cláudia Lavina, Paulo Rubens Araújo, e em **especial à turma 2006/2008**: Margarida, Dimas, Simone Costa, César Stramosk, Ana Paula, Pablo, Dariane Souza, Karla, Jader, Felipe Thans, Juca, Ronaldo e Paulo Elias.

Agradeço com carinho especial à fundamental **amizade**, construída no decorrer destes dois anos e que influenciou diferentes esferas de meu ser, de: Marcos Lopes de Souza, Sabrina Rodrigues Sousa, Marcos Corrêa, Janaína Maia, Vicente Sandrini, José Barrios, Denyo Silva, Lucas Scremin, Arthur Hernandez, Vanessa Dias e Nancy Acuña, pela compreensão e conselhos essenciais nos momentos de maiores dificuldades e também de alegrias. *Minha superação só foi possível com vocês ao meu lado.*

Agradeço às **eternas e queridas** amigas: professora Ana Lúcia, Dona Renilda Liz, e aos **amigos-irmãos e irmãs**: Eliziane, Keli, Evelise, Karla Liz, Thaysa, Khadine, Fábio Alves, Martin, Danilo, Taynara, Silvana, Tatiana, Talita, Daniel Dotto, Daniel Minuzzi, Emerson, Regiane Apóstolo, Arthur Conceição, Lilian Machado, Aline Leal e Flávia Roots pelo **apoio e companheirismo**, sentimentos fortalecidos com a convivência e o passar dos anos. *A vocês dedico todo meu amor fraterno.*

À parceria, compreensão, carinho e serenidade nestes últimos meses de Israel Fernandes de Aquino, meu namorado, **por seu respeito e fé na vida, sentimentos para um mundo melhor.**

A toda minha querida família, em especial meu pai, Aristides, minha mãe Delta, irmãos Ubiratan e David, a quem dedico este trabalho e meu amor, em **qualquer plano espiritual.**

No início de uma nova caminhada peço proteção e agradeço à grande **energia misteriosa e infinita** que nos rege, pela oportunidade que me concede de simplesmente existir.

Obrigada a todos, de coração!

***“A vida foi feita para lutar”***

**Delta Wapixana**

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1:</b> Esquema dos principais processos que ocorrem em lagoas facultativas. Adaptado de Von Sperling (1996).....	35
<b>Figura 2:</b> (a): <i>Spirodela</i> ; (b): <i>Lemna</i> ; (c): <i>Wolfia</i> ; (d): <i>Wolfiella</i> ; (e): <i>Lemna</i> com <i>Wolfia</i> . (f) Lemnas em habitat natural. Fontes: Journey <i>et. al.</i> , 1993 e <a href="http://www.islajardin.com">www.islajardin.com</a> .....	57
<b>Figura 3:</b> Principais fenômenos que ocorrem em lagoas de lemnas. Adaptado de Polisel (2003).....	59
<b>Figura 4:</b> Desenvolvimento do biofilme ao longo do tempo. <b>(a)</b> Início da colonização (bactérias no substrato); <b>(b)</b> Estágio inicial da colonização por <i>Navicula</i> sp., <i>Gomphonema parvulum</i> , <i>Gomphonema olivaceum</i> , <i>Fragilaria</i> sp. <b>(c)</b> Células perifíticas bem desenvolvidas: <i>Synedra</i> sp., <i>Nitzschia</i> sp., <i>Stigeoclonium</i> sp. <b>(d)</b> Desprendimento do substrato. <b>(e)</b> Pós desprendimento. <b>(f)</b> detalhe do biofilme estabelecido. Fonte: Teixeira (2003), Tuchman (1996) e Hoagland <i>et al.</i> (1982).....	73
<b>Figura 5:</b> Desenho esquemático da formação do biofilme em reatores de tratamento de esgoto.....	77
<b>Figura 6:</b> Estação de tratamento de Esgotos Continental de Florianópolis, onde foi realizado o experimento. Fonte: <a href="http://www.ctpmsj.sc.gov.br/2006/meio/imagem.htm">http://www.ctpmsj.sc.gov.br/2006/meio/imagem.htm</a> .....	84
<b>Figura 7:</b> <b>(a)</b> Lagoa experimental em presença de suportes com telas de malha (dispostos vertical/transversalmente <b>(b)</b> Lagoa experimental em presença de macrófitas da família <i>Lemnaceae</i> (lemnas presentes na camada superficial da lagoa).....	86
<b>Figura 8:</b> <b>(a)</b> Detalhe da tela construída para avaliar a capacidade de desenvolvimento do biofilme. À esquerda observa-se o biofilme formado em quatro meses e à direita a tela sem o biofilme <b>(b)</b> Inoculação da lagoa com lemnas. A foto demonstra o coletor também utilizado para retirada do excedente formado na lagoa experimental LL.....	86
<b>Figura 9:</b> Procedimento para isolamento e contagem de bactérias presentes nas raízes das lemnas.....	98
<b>Figura 10:</b> Temperatura ao longo do período experimental (março/2007 a janeiro/2008) na ETE Potecas.....	102
<b>Figura 11:</b> Evaporação média diária e evaporação total mensal ao longo do período experimental (março/2007 a janeiro/2008) na ETE Potecas.....	103
<b>Figura 12:</b> Pluviosidade média diária e total mensal ao longo do período experimental (março/2007 a janeiro/2008) na ETE Potecas.....	104
<b>Figura 13:</b> Insolação Máxima Teórica mensal ao longo do período experimental (março/2007 a janeiro/2008) na ETE Potecas.....	104
<b>Figura 14:</b> Tanque de distribuição do efluente da lagoa facultativa da ETE Potecas.....	105
<b>Figura 15:</b> Comparação do comportamento da DBO <sub>5</sub> solúvel nas duas lagoas ao longo do experimento (12/04/2007 a 18/01/2008) e a influência da temperatura do ar para os dois tratamentos.....	116
<b>Figura 16:</b> Comparação da eficiência de remoção da DBO <sub>5</sub> solúvel para os dois tratamentos (LT) e (LL).....	116
<b>Figura 17:</b> Comparação do comportamento da DQO <sub>5</sub> nas duas lagoas ao longo do experimento (12/04/2007 a 18/01/2008) e a influência da temperatura do ar para os dois tratamentos.....	117
<b>Figura 18:</b> Comparação da eficiência de remoção da DQO solúvel para os dois tratamentos (LT) e (LL).....	117
<b>Figura 19:</b> Comparação do comportamento da remoção de <i>Escherichia coli</i> nas duas lagoas ao longo do experimento (27/04/2007 a 18/01/2008) e a influência da temperatura do ar para os dois tratamentos.....	119
<b>Figura 20:</b> Comparação do comportamento de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> afluente, (LT) e (LL) e a influência do OD médio (mg/L) ao longo do experimento (02/04/2007 a 18/01/2008).....	121

<b>Figura 21:</b> Comparação do comportamento de nitrato afluente, (LT) e (LL) ao longo do experimento (02/04/2007 a 18/01/2008).....	122
<b>Figura 22:</b> Diferenças entre as concentrações de amônia (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) ao longo do experimento (02/04/2007 a 18/01/2008), para o afluente, (LT) e (LL).....	122
<b>Figura 23:</b> (a) Balanço de frações de nitrogênio no efluente da Lagoa com Telas. (b) Balanço de frações de nitrogênio no efluente da Lagoa com Lemnas. Convenções: Norg efl: Nitrogênio orgânico do efluente; NH <sub>3</sub> : amônia efluente; NO <sub>2</sub> efluente: nitrito efluente; NO <sub>3</sub> : nitrato efluente.....	123
<b>Figura 24:</b> Comparação do comportamento de NTK (mg/L) para as lagoas afluente, (LT) e (LL) ao longo do experimento (12/04/2007 a 18/01/2008).....	124
<b>Figura 25:</b> Comparação da eficiência de remoção NTK entre os tratamentos (LT) e(LL).....	125
<b>Figura 26:</b> Comparação do comportamento de clorofila <i>a</i> (mg/L) afluente, da (LT) e da (LL) ao longo do experimento (02/04/2007 a 18/01/2008).....	126
<b>Figura 27:</b> Comparação do comportamento de ortofosfato solúvel (mg/L) para as lagoas afluente, (LT) e (LL) ao longo do experimento (02/04/2007 a 18/01/2008).....	128
<b>Figura 28:</b> Comparação da eficiência de ortofosfato entre os tratamentos (LT) e (LL).....	129
<b>Figura 29:</b> Diferenças da variação do comportamento de sólidos suspensos no afluente, na (LT) e na (LL) ao longo do experimento (02/04/2007 a 18/01/2008).....	130
<b>Figura 30:</b> (a) Aparência do efluente da lagoa de maturação com telas. (b) Comparação da cor entre as duas lagoas experimentais: à esquerda LT e à direita LL.....	130
<b>Figura 31:</b> Comparação da eficiência de sólidos suspensos entre os tratamentos.....	131
<b>Figura 32:</b> Comparação do comportamento da alcalinidade (mg/L) para as lagoas afluente, (LT) e (LL) ao longo do experimento (12/04/2007 a 18/01/2008).....	133
<b>Figura 33:</b> Diferença de coloração entre as três lagoas E - Entrada; LT –lagoa com telas; LL- lagoa com lemnas. Onde BF: biofilme – Condições extremas.....	136
<b>Figura 34:</b> (a) <i>Rhodopseudomonas</i> ; (b) <i>Thiopedia rosea</i> . Fonte: <a href="http://microbewiki.kenyon.edu/index.php/Rhodopseudomonas">http://microbewiki.kenyon.edu/index.php/Rhodopseudomonas</a> e Barros <i>et al</i> (2000), respectivamente.....	136
<b>Figura 35:</b> Frequência média dos organismos presentes no plâncton do afluente (E), (LT) e (LL). Principais Divisões presentes: Heterokontophyta/Bacillariophyceae (diantomáceas), Chlorophyta, Euglenophyta, Cianophyceae. Convenções: E: entrada; LT: Lagoa com Telas e LL: Lagoa com Lemnas.....	141
<b>Figura 36:</b> Abundância média dos organismos presentes no plâncton das lagoas. Principais Divisões presentes: Heterokontophyta/Bacillariophyceae (diantomáceas), Chlorophyta, Euglenophyta, Cianophyceae Convenções: NC: não clorofilados.....	142
<b>Figura 37:</b> Variação de Peso Seco Algal (PSA) e Peso Seco (PS) ao longo do período experimental.....	148
<b>Figura 38:</b> Abundância média dos organismos perifíticos observados no biofilme.....	149
<b>Figura 39:</b> (a) <i>Micractinium</i> sp.; (b) <i>Ankistrodesmus</i> sp.; (c) <i>Scenedesmus</i> sp.; (d) Forte presença de <i>Planctothrix</i> sp. e <i>Oscillatoria</i> sp., cianobactérias perifíticas e fitoplânctônicas; (e) <i>Phacus</i> sp. e <i>Euglena</i> sp. (f) Rotífero NI. Convenções: NI: não identificado.....	152
<b>Figura 40:</b> (a) <i>Spirulina</i> sp., <i>Planctothrix</i> sp.; (b) Diatomáceas, <i>Oscillatoria</i> sp.; <i>Chlorella</i> sp.; (c) Rotífero NI; (d) <i>Scenedesmus</i> sp.; (e) Ciliados; (f) <i>Oscillatoria</i> sp.....	153
<b>Figura 41:</b> Produção de biomassa de lemnáceas na lagoa com lemnas (LL) durante o período experimental (março/2007 a janeiro/2008).....	154

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1:</b> Coeficiente de decaimento bacteriano obtidos a 20°C para lagoas facultativas e de maturação, segundo os modelos de fluxo disperso e de mistura completa.....	49
<b>Tabela 2:</b> Características Dimensionais da ETE de Potecas – São José – Florianópolis – SC.....	85
<b>Tabela 3:</b> Métodos analíticos físicos.....	88
<b>Tabela 4:</b> Métodos analíticos biológicos.....	88
<b>Tabela 5:</b> Variáveis químicas.....	89
<b>Tabela 6:</b> Principais características operacionais dos sistemas durante experimento.....	90
<b>Tabela 7:</b> Padrão estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05, para grupos coliformes.....	96
<b>Tabela 8:</b> Sistema subjetivo para determinação da abundância de organismos planctônicos e perifíticos nas lagoas piloto.....	97
<b>Tabela 9:</b> Análises Descritivas para esgoto afluyente ao sistema (Lagoa Facultativa ETE Potecas) durante o período de 01/04/2007 a 18/01/2008.....	106
<b>Tabela 10:</b> Análise Descritiva para parâmetros físico-químicos da Lagoa com Telas (LT) durante o período experimental de 01/04/2007 a 18/01/2008.....	109
<b>Tabela 11:</b> Análise descritiva para parâmetros físico-químicos da Lagoa com Lemnas (LL) durante o período de 01/04/2007 a 18/01/2008.....	109
<b>Tabela 12:</b> Análise Descritiva para parâmetros químicos da Lagoa com Telas (LT) durante o período experimental de 01/04/2007 a 18/01/2008.....	110
<b>Tabela 13:</b> Análise descritiva para parâmetros químicos da Lagoa com Lemnas (LL) durante o período de 01/04/2007 a 18/01/2008.....	110
<b>Tabela 14:</b> Análise descritiva dos dados biológicos da Entrada (lagoa afluyente ao sistema) durante o período de 01/04/2007 a 18/01/2008.....	111
<b>Tabela 15:</b> Análise descritiva dos dados biológicos da Lagoa com Telas (LT) durante o período de 01/04/2007 a 18/01/2008.....	112
<b>Tabela 16:</b> Análise descritiva dos dados biológicos da Lagoa com Lemnas (LL) durante o período de 01/04/2007 a 18/01/2008.....	112
<b>Tabela 17:</b> Resumo da Análise de Variância para as principais correlações fortes entre os parâmetros mensurados na Lagoa com Telas (LT).....	113
<b>Tabela 18:</b> Resumo da Análise de Variância para as principais correlações fortes entre os parâmetros mensurados na Lagoa com Lemnas (LL).....	114
<b>Tabela 19:</b> Descrição da eficiência média de remoção (%) dos patógenos (coliformes totais e <i>Escherichia coli</i> ) nas lagoas LT e LL.....	119
<b>Tabela 20:</b> Concentrações médias aplicadas e perdidas de N orgânico, N-NH <sub>3</sub> e NT (mg/L) nas lagoas experimentais LT e LL.....	124
<b>Tabela 21:</b> Incorporação da Biomassa Algal nas Lagoas Experimentais.....	126
<b>Tabela 22:</b> Organismos presentes na Lagoa Afluyente ao sistema experimental no período de abril de 2007 a janeiro de 2008.....	138
<b>Tabela 23:</b> Principais organismos presentes na Lagoa com Telas no período de abril de 2007 a janeiro de 2008.....	139

<b>Tabela 24:</b> Principais organismos presentes na Lagoa com Lemnas no período de abril de 2007 a janeiro de 2008.....	140
<b>Tabela 25:</b> Estatística descritiva do biofilme.....	147
<b>Tabela 26:</b> Estimativa média de massa do biofilme no suporte de tela.....	147
<b>Tabela 27:</b> Descrição da análise de FISH realizada para o biofilme.....	151

## LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

ANOVA – Análise de Variância

cm – centímetro

DBO<sub>5</sub> – Demanda Bioquímica de Oxigênio de cinco dias

d- dias

DNA: ácido desoxirribonucléico

DQO – Demanda Química de Oxigênio

*E. coli* – *Escherichia coli*

E- Eficiência de Remoção (%)

E - Entrada

ETE – Estação de Tratamento de Esgotos

FISH – Hibridização *in situ* fluorescente

ha– hectare

Kb - Coeficiente de decaimento bacteriano

Kg – Kilograma

Kt - Coeficiente cinético

LT– Lagoa com telas

LL – Lagoa com lemna

m– metro

mg/L – miligrama por litro

mL – mililitro

mm – milímetro

m<sup>2</sup> – metro quadrado

m<sup>3</sup> – metro cúbico

NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - N: Íon amônio ou Nitrogênio amoniacal

NO<sub>2</sub>- N – Nitrito

NO<sub>3</sub>- N – Nitrato

NTK – Nitrogênio Total Kiehdal

OD – Oxigênio Dissolvido

PCR: Reação em Cadeia de Polimerase

pH – pontencial Hidrogeniônico

PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> – fosfato

RAFA – Reator Anaeróbio Fluxo Ascendente

RNA: ácido ribonucléico

SS – Sólidos Suspensos

ST – Sólidos Totais

STV – Sólidos Totais Voláteis

STF – Sólidos Totais Fixos

TDH – Tempo de Detenção Hidráulica

T (°C) – temperatura em graus Celsius



## RESUMO

A ausência de tratamento e a disposição inadequada de efluentes domésticos contribuem para a deterioração de corpos receptores. Dentre as alternativas propostas para o tratamento terciário de esgotos estão as lagoas de maturação em presença de substratos e macrófitas da família *Lemnaceae*. A utilização de substratos possibilita o desenvolvimento do biofilme e o conseqüente aumento da nitrificação e assim a remoção de nutrientes e organismos patogênicos. As lagoas de lemnas atuam na remoção de algas e geram biomassa rica em proteína, que podem ser utilizadas como ração animal. As lemnas ainda são capazes de captar nutrientes do esgoto com grande eficiência, bem como reduzir uma grande quantidade de sólidos em suspensão. Neste contexto, este trabalho teve como objetivo principal avaliar e comparar a eficiência do tratamento de efluentes domésticos de duas lagoas de maturação adaptadas: uma em presença de telas (LT) e outra com macrófitas aquáticas da família *Lemnaceae* (LL). A estrutura das duas lagoas experimentais apresentou um volume útil de 7,60 m<sup>3</sup> e área superficial de 15,2 m<sup>2</sup> (profundidade de 0,5m, comprimento de 9,5m e 1,60 m de largura). As lagoas LT e LL operaram em paralelo com TDH de 10 dias e uma vazão de 0,761 m<sup>3</sup>/d. Os suportes da LT foram dispostos vertical e transversalmente ao longo da lagoa, simulando chicanas. O material escolhido foi composto por telas de malha plástica de 1mm de diâmetro. O monitoramento dos dados climáticos em campo realizou-se através da medição da intensidade da luz solar, temperatura do ar, controle da vazão do sistema dos pilotos e das condições climáticas locais. Em laboratório as principais análises realizadas foram: DBO<sub>t</sub>, DBO<sub>s</sub>, DQO<sub>t</sub>, DQO<sub>s</sub>, Série de Sólidos, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, Clorofila *a*, pH, alcalinidade total, coliformes totais e fecais, condutividade e turbidez. Realizou-se estudo por microscopia ótica qualitativa e quantitativa para identificação de organismos nas lagoas, bem como a identificação de microrganismos aderidos às raízes das macrófitas. As análises de FISH foram empregadas para a identificação de microrganismos do biofilme. Os resultados obtidos demonstram que a lagoa com telas foi mais eficiente para remoção dos principais nutrientes (amônia) com 45% de remoção, contra 20% da lagoa com lemnas, o que caracteriza um maior processo de nitrificação para lagoa com suportes. Para a lagoa com lemnas os resultados obtidos revelaram uma boa eficiência de remoção para SS, com eficiência média de 13%. A eficiência média de remoção de coliformes totais apresentou 66% e 53% para LT e LL respectivamente. Verificou-se que nos meses mais quentes a eficiência para este parâmetro foi de cerca de 100%. As análises de microscopia ótica revelaram a presença e dominância de gêneros algais comumente encontrados em sistema de lagoas de estabilização: *Euglenas*, *Chlorella*, *Chlamydomonas*, *Fragilaria*, *Nitzchia* e algumas cianobactérias como as do gênero *Oscillatoria*, *Spirulina* e *Phormidium*. Os resultados de FISH revelaram a presença no biofilme de raras células hibridizadas de *Nitrosomonas* e *Nitrosococcus mobilis*, responsáveis pela transformação de nitrogênio amoniacal em compostos mais simples. A identificação de microrganismos presentes nas raízes das lemnas resultou na presença de actinomicetos e bactérias diazotróficas do gênero *Sphingomonas*. Com a realização deste estudo, foi possível avaliar e comparar o tratamento de esgoto de duas lagoas de maturação adaptadas em diferentes condições operacionais, verificando-se a viabilidade de utilização do efluente final em práticas de reúso.

**Palavras-chave:** lagoas de maturação, biofilmes, *Lemna*

## ABSTRACT

The absence of treatment and the inadequate disposal of domestic wastewater contribute to the deterioration of receiving water bodies. Among the proposed alternatives for the tertiary treatment of sewage are the maturing ponds in the presence of substratum and macrophytes of the *Lemnaceae* family. The substratum allow the development of a biofilm and consequently enhances the nitrification and the removal of nutrients and pathogens. The lemna ponds reduce considerably the algae and generate biomass rich in protein, which can be used as animal food. In addition, lemnas are able to remove nutrients from wastewater with great efficiency, as well as to reduce great quantity of suspended solids (SS). In this context, the main objective of this research was to evaluate and to compare the treatment efficiency of domestic wastewater treatment efficiency of two adapted maturation ponds: one containing biofilm screens (LT) and another with aquatic macrophytes of the *Lemnaceae* family (LL). The structure of the two experimental ponds presented an effective volume of 7.60 m<sup>3</sup> and superficial area of 15.2 m<sup>2</sup> (0.5m deep, 9.5m long and 1.60 m wide). The LT and LL ponds operated in parallel with Hydraulic Detention Period of 10 days and a flow rate of 0,761 m<sup>3</sup>/day. The supports of LT were disposed vertically and transversally throughout the pond, simulating baffle plates. The chosen material for the support was plastic mesh screens of 1 mm. The field data parameters monitored were: sun light intensity, air temperature, flow rate of the pilot systems and local climatic conditions. In the laboratory the main parameters analyzed were: BOD<sub>t</sub>, BOD<sub>s</sub>, COD<sub>t</sub>, COD<sub>s</sub>, solids series, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>2</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N, P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, Chlorophyll *a*, pH, total alkalinity, Total Coliforms, *Escherichia coli*, conductivity and turbidity. Qualitative e quantitative optic microscopy was used for identification of microorganisms inside the ponds and adhered to the roots macrophytes. FISH (Hibridization *in situ* fluorescence) analyses to identify the microorganisms on the biofilm. The results obtained demonstrated that the pond with screens resulted more efficient for nutrients removal(ammonia) with 45% efficiency, against 20% for the pond with lemnas, which characterizes a larger nitrification process for pond with supports. The results obtained for LL revealed a good removal efficiency for SS, with an average efficiency of 13%. The average removal efficiency for total coliforms were 66% and 53% respectively for LT and LL. In the warmest months of the year the efficiency was of about 100%. The optic microscopy analysis revealed the presence and prevalence of algae commonly found in stabilization ponds: *Euglena*, *Chlorella*, *Chlamydomonas*, *Fragilaria*, *Nitzschia* and some cyanobacteria of the genus *Oscillatoria* and *Phormidium*. The FISH results disclosed the presence of rare cells of *Nitrosomonas* and *Nitrosococcus mobilis* in the biofilm, which are responsible for the ammoniacal nitrogen transformation in simpler compounds. The microorganisms identification in the lemna roots revealed the presence actinomicetes and diazotrophic bacteria from the *Sphingomonas* genus. With this study it was possible to compare the domestic wastewater treatment of two ponds maturation adapted to different operating conditions and the viability to use of final effluent in practices of water reuse.

**Key-Words:** maturing ponds, biofilm, *Lemna*

## SUMÁRIO

<b>AGRADECIMENTOS.....</b>	<b>5</b>
<b>LISTA DE FIGURAS.....</b>	<b>7</b>
<b>LISTA DE TABELAS.....</b>	<b>9</b>
<b>LISTA DE SÍMBOLOS.....</b>	<b>11</b>
<b>RESUMO.....</b>	<b>13</b>
<b>ABSTRACT.....</b>	<b>14</b>
<b>1.INTRODUÇÃO.....</b>	<b>18</b>
<b>2.OBJETIVOS.....</b>	<b>23</b>
2.1. Objetivo geral.....	23
2.2. Objetivos específicos.....	23
<b>3. REVISÃO BIBLOGRÁFICA.....</b>	<b>24</b>
3.1. Contextualização.....	24
3.2. Tratamento de Efluentes Domésticos por Lagoas de Estabilização.....	25
3.2.1. Breve Histórico.....	25
3.2.2. Histórico no Brasil.....	26
3.2.3. Breve conceito.....	26
3.2.4. Legislação ambiental aplicada ao tratamento de efluentes domésticos.....	28
3.2.5. Vantagens das lagoas de estabilização.....	30
3.2.6. Desvantagens da lagoa de estabilização.....	30
3.3. Lagoas Facultativas.....	32
3.4. Fitoplâncton em Lagoas de Estabilização.....	35
3.4.1. Definição.....	35
3.4.2. Principais características e papel nos sistemas de lagoas de estabilização.....	37

3.4.3. Influência das condições climáticas.....	38
3.5. Variáveis de funcionamento e projeto das lagoas facultativas.....	41
3.6. Lagoas de Maturação.....	45
3.6.1. Lagoas de maturação e reúso.....	46
3.6.2. Caracterização e parâmetros das lagoas de maturação.....	47
3.6.3. Critérios de projeto para lagoas de maturação.....	52
3.7. Lagoas de macrófitas no tratamento de esgotos.....	54
3.7.1. O que são lemnas ou lentilhas d'água.....	57
3.7.2. Mecanismos de tratamento de esgoto em lagoas de lemnas.....	58
3.7.3. Aspectos da implantação de sistemas de lagoas de lemnas ou lentilhas d'água.....	60
3.7.4. Produção de biomassa e valor nutricional das lemnáceas.....	66
3.7.5 Presença de microrganismos nas raízes das lemnas.....	66
3.8. Lagoas de Maturação com Biofilmes.....	69
3.8.1. O que são biofilmes.....	70
3.8.2. Sucessão ecológica do Perifíton ou Biofilme.....	71
3.8.3. Utilização dos Biofilmes no Tratamento de Esgotos.....	74
3.8.4. Classificação do Perifíton para Utilização em Sistemas de Tratamento.....	76
3.8.5. Estudos Experimentais Utilizando Biofilmes.....	79
<b>4. MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>84</b>
4.1. Descrição do Experimento.....	85
4.1.1. Detalhes de Dimensionamento das Lagoas Experimentais.....	85
4.2. Monitoramento do Sistema Experimental.....	87
4.3. Cálculos Utilizados.....	90
4.4. Análises Estatísticas.....	100
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....</b>	<b>102</b>
5.1. Dados Meteorológicos.....	102
5.2. Análise Geral Descritiva – Dados Físico-Químicos da Lagoa Afluente.....	105

5.3. Análise Geral Descritiva – Dados Físico-Químicos da Lagoa com Telas (LT) e Lagoa com Lemnas (LL).....	107
5.4. Análise Geral Descritiva- Dados Biológicos.....	111
5.5. Dados de Correlação entre os Parâmetros.....	113
5.6. Eficiência de Remoção para Principais Parâmetros.....	114
5.6.1. Eficiência de Remoção de Matéria Orgânica.....	115
5.6.2. Coliformes Totais e <i>Escherichia coli</i> .....	118
5.6.3. Eficiência de Remoção de Compostos Nitrogenados.....	120
5.6.4. Eficiência de Remoção de Ortofosfato.....	128
5.6.5. Eficiência de Remoção de Sólidos.....	129
5.7. Caracterização e Composição da Comunidade Fitoplânctonica e Perifítica (Biofilme) .....	135
5.8. Identificação de Microrganismos Perifíticos nas Raízes das Lemnas .....	145
5.9. Caracterização do Biofilme .....	154
<b>6. CONCLUSÕES.....</b>	<b>157</b>
<b>7. RECOMENDAÇÕES.....</b>	<b>160</b>
<b>8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>161</b>
<b>9. APÊNDICE A.....</b>	<b>180</b>
<b>9.1. APÊNDICE B.....</b>	<b>182</b>
<b>10. ANEXO A.....</b>	<b>183</b>

## 1. INTRODUÇÃO

O esgoto bruto ou despejo líquido é produzido por atividades domésticas e industriais e quando lançado em mananciais contribui para a degradação destes, afetando a qualidade dos recursos hídricos. A ausência de tratamento e a disposição inadequada destes efluentes influenciam para a crescente deterioração dos corpos receptores.

O esgotamento sanitário é o menor serviço de saneamento oferecido aos municípios brasileiros. Segundo dados do Instituto de Pesquisas Econômica Aplicada (IPEA, 2006), o Brasil encontra-se a 3 pontos percentuais da média da América Latina e do Caribe como um todo e a uma distância de cerca de 20 pontos percentuais de países como a Argentina e o Chile e a mais de 20 pontos percentuais da cobertura média de esgoto para os países mais desenvolvidos.

O IPEA avalia ainda que existam cerca de 34,5 milhões de pessoas sem acesso à coleta de esgoto nas áreas urbanas. O impacto poluidor dessa situação é potencializado pelo fato de que apenas 1/3 do esgoto coletado recebe algum tipo de tratamento.

O Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2000) avalia ainda que na ausência de sistemas de tratamento, os principais receptores do esgoto *in natura* não coletados são os rios e mares, o que compromete a qualidade da água utilizada para abastecimento, irrigação e recreação.

Para a preservação dos recursos hídricos torna-se fundamental a construção de sistemas de tratamento de esgotos sanitários economicamente viáveis que minimizem os impactos ambientais negativos causados pelas principais atividades humanas. Uma das alternativas para o tratamento de esgotos domésticos são as *lagoas de estabilização*, utilizadas principalmente para a remoção da matéria orgânica.

Este sistema de tratamento de esgotos é indicado para as condições brasileiras devido ao clima favorável, disponibilidade de área na maioria das regiões, simplicidade operacional e utilização de poucos equipamentos (VON SPERLING, 1996), caracterizando sistemas de tratamento com baixo custo. Nas lagoas de estabilização o tratamento ocorre de forma natural mediante

fenômenos bioquímicos, biológicos e físicos interligados e regulados por uma ampla diversidade de seres vivos, os quais são responsáveis pelas transformações da matéria orgânica (remoção da matéria carbonácea) e dos nutrientes. São sistemas sensíveis às condições climáticas, sendo a temperatura, a insolação e a intensidade de luz solar, os principais fatores determinantes do sucesso do tratamento nessas unidades, pois regulam a atividade das algas e das bactérias envolvidas no processo (BENTO, 2005).

Apesar das vantagens citadas, estes sistemas podem apresentar efluentes com elevada concentração de nutrientes (nitrogenados e fosfato) e promover condições suscetíveis à eutrofização dos corpos d'água receptores, causando a proliferação de cianobactérias, toxicidade a organismos aquáticos e outros desequilíbrios ecológicos. Conforme Wetzel (1993) a sobrecarga de nutrientes implica em uma relação entre a quantidade de nutrientes que entra numa dada massa d'água e a resposta desta entrada. Esta resposta dependerá das condições dos efluentes lançados bem como dos processos biológicos e características dos corpos receptores,

A baixa taxa de nitrificação em lagoas de estabilização é atribuída à combinação da baixa concentração de oxigênio dissolvido e o lento crescimento das bactérias nitrificantes comparado às bactérias heterotróficas. A ausência de superfícies permanentemente aeróbias para colonização das bactérias nitrificantes (importantes na depuração das águas residuárias) dificulta o crescimento destes microrganismos que se desenvolvem mais facilmente quando aderidos a suportes (BENTO *et al.*, 2002).

Pesquisas recentes propõem o aprimoramento do tratamento de esgotos domésticos ao incorporar superfícies (suportes ou chicanas) para o desenvolvimento de biofilme microbiano. O objetivo destes estudos é avaliar a adesão que o suporte possa promover, bem como a concentração de microrganismos ativos no processo de tratamento, os quais permanecem por mais tempo disponíveis na lagoa e não são afetados com o deslocamento na coluna d'água resultante da estratificação térmica (BENTO *et al.*, 2002). Nos estudos de Lazarova (1997), afirma-se que os biofilmes são alternativas interessantes no tratamento de esgotos sanitários, pois estes contribuem para o aumento na eficiência da remoção de nitrogênio e promovem uma alta taxa de nitrificação e compactação dos sistemas.

A utilização de substratos artificiais é um grande avanço metodológico para a quantificação não somente da taxa de crescimento e da taxa de biomassa fixada, como também para a estimativa do metabolismo do biofilme (perifiton), podendo ser utilizados para estudos comparativos entre diferentes cursos d'água e para estudos da eficiência da dinâmica de colonização do perifiton (WATANABE, 1990).

O perifiton compreende a comunidade de organismos aderidos ou associados a diferentes substratos aquáticos, sendo classificado como perifiton verdadeiro, os organismos que apresentam estruturas especiais para a fixação e de pseudoperifiton, os organismos que não estão claramente associados ao substrato (TEIXEIRA, 2003).

A remoção da amônia dos esgotos através da nitrificação promovida pelos microrganismos aderidos aos suportes consiste no foco principal destas pesquisas. Além da nitrificação, os biofilmes também melhoram a qualidade do efluente final em termos de remoção de material carbonáceo, sólidos em suspensão e coliformes fecais.

Outra importante vantagem, da incorporação dos suportes para desenvolvimento de biofilme é a redução da área das lagoas de estabilização (BENTO *et.al.*, 2000). Portanto, o princípio básico deste tratamento alternativo é de que o biofilme seja um habitat imóvel que concentra uma parcela de microrganismos ativos no processo, durante um período maior de tempo, e que atuem na maior depuração destas águas.

Um enfoque alternativo da tecnologia de lagoas de estabilização consiste nas lagoas que contenham lemnáceas, conhecidas também como *a duckweed based ponds* ou lagoas de lentilhas d'água. São lagoas convencionais que contém em sua superfície plantas macrófitas da família *Lemnaceae*. Segundo Zimo *et al.*, (2003) as vantagens deste tipo de sistema devem-se à alta remoção de nutrientes e algas, além da biomassa gerada ser rica em proteína.

A eficiência do tratamento de efluentes com lemnáceas é similar ao tratamento convencional em lagoas de estabilização, mas a remoção de sólidos suspensos é geralmente melhor com o uso dessas macrófitas, pois as mesmas evitam o crescimento e proliferação de algas (VAN DER



STEEN *et. al.*, 1999). As macrófitas flutuantes pertencem a um grupo de plantas que não são fixas ao substrato, possuem folhas aéreas e flutuantes e suas raízes podem atuar como biofilmes, sendo, portanto aplicáveis ao tratamento de efluentes domésticos.

As plantas da família *Lemnaceae* desempenham um papel indireto no tratamento de efluentes, por não possuírem um extenso sistema de absorção, o que proporciona menor superfície de contato para a fixação e crescimento de bactérias. Por esta razão, as lemnáceas são mais utilizadas para o tratamento terciário de efluentes, podendo também ser utilizadas no tratamento secundário (TAVARES, 2004).

Para que se desenvolvam maiores conhecimentos sobre os processos que envolvam biofilmes e lagoas de lemnas no tratamento alternativo de águas residuais, as pesquisas de diferentes autores direcionam ao melhoramento dos seguintes parâmetros: a manutenção destes sistemas, a vazão e cargas aplicadas, os problemas operacionais, a forma e disposição dos materiais suportes nas lagoas, espécies de microrganismos que compõem estes sistemas, a viabilidade de reúso da biomassa excedente produzida nas lagoas com lemnáceas, entre outros.

O Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina possui um histórico importante de pesquisas realizadas nesta linha de conhecimento. No trabalho de Bento (2005) avaliou-se a utilização de lagoas facultativas adaptadas com suportes de PVC para o desenvolvimento de biofilme. Gotardo (2003) verificou o perfil longitudinal de lagoas facultativas aplicadas às condições ambientais da região sul do Brasil. Recentemente a pesquisa de Jungles (2007) avaliou o tratamento de esgotos domésticos em lagoas de maturação com suporte de PVC. A utilização de macrófitas aquáticas da família *Lemnaceae* no tratamento de esgotos, bem como o uso destas plantas como alimento para peixes, também foi abordada nos trabalhos de Tavares (2004) e Mohedano (2004), que demonstraram o importante papel destas macrófitas para práticas de reúso, no que tange às alternativas de tratamento de águas residuais.

O presente estudo foi realizado no Laboratório Integrado do Meio Ambiente (LIMA) e Laboratório de Reúso de Águas (LaRa) em parceria com a CASAN (Companhia Catarinense de Águas e Saneamento) e teve como objetivo principal avaliar e comparar a eficiência do tratamento de efluentes domésticos de duas lagoas de maturação experimentais em escala piloto e adaptadas: uma em presença de telas (biofilme) e outra com macrófitas aquáticas.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. OBJETIVO GERAL**

Avaliar o desempenho das lagoas de maturação adaptadas com suportes verticais/tranversais e em presença de macrófitas aquáticas da Família *Lemnaceae*, comparando-as quanto à eficiência de remoção de nutrientes, matéria orgânica, biomassa algal e *Escherichia coli*.

### **2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

De acordo com o objetivo geral, se pretendeu:

- Avaliar a qualidade do efluente final das duas lagoas de maturação, comparando as principais diferenças entre os dois sistemas;
- Avaliar a remoção de nutrientes das lagoas de maturação piloto, através das análises de amônia e ortofosfato;
- Avaliar o material suporte em questão (tela) quanto à fixação de perifiton (biofilme);
- Comparar a atuação do biofilme presente nas macrófitas (substratos naturais) e no suporte artificial;
- Avaliar a eficiência de remoção de patógenos responsáveis por doenças de veiculação hídrica;
- Verificar a produtividade e utilização das macrófitas da família *Lemnaceae* para práticas de reúso.

### **3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

#### **3.1. CONTEXTUALIZAÇÃO**

O lançamento de esgoto não tratado, ou insuficientemente tratado, causa danos ao meio ambiente e à saúde da população. Sabe-se que a descarga excessiva de poluentes nos corpos receptores prejudica a degradação da matéria orgânica, pois impede o crescimento de microrganismos que atuam no processo biológico de autodepuração das águas.

A construção de um sistema de esgotamento sanitário apropriado busca obter primeiramente o afastamento seguro e rápido dos esgotos, bem como a coleta individual ou coletiva e por fim o tratamento e disposição adequada do esgoto tratado.

Dentre os vários benefícios do esgotamento sanitário inclui-se a conservação dos recursos naturais, a melhoria das condições sanitárias locais, a eliminação de focos de contaminação e poluição, a redução das doenças ocasionadas pela água contaminada, a redução dos recursos aplicados no tratamento de doenças e a diminuição dos custos no tratamento de água para abastecimento.

Dentre as diferentes alternativas no tratamento de esgotos atualmente consolidadas apresentam-se as *lagoas de estabilização*. O objetivo desses sistemas é transformar as moléculas orgânicas em elementos mais simples tais como a água, gás carbônico e sais minerais. Esta tecnologia convencional de tratamento de esgotos consiste no objeto de estudo da fundamentação teórica, apresentada a seguir.

## **3.2. TRATAMENTO DE EFLUENTES DOMÉSTICOS POR LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO**

### **3.2.1 – BREVE HISTÓRICO**

Não é possível determinar a época exata do aparecimento da primeira lagoa de estabilização. Provavelmente originou-se da simples descarga accidental ou proposital em uma lagoa natural ou artificial (JORDÃO & PESSOA, 1995).

Em 1901, Nos Estados Unidos, na cidade de Santo Antônio (Texas), construiu-se uma lagoa com objetivo de se utilizar na irrigação, esta lagoa ficou conhecida como "Lago Mitchell". Em 1911, a Califórnia começou a utilizar lagoas de estabilização, com a finalidade de tratar águas residuárias de estações de bombeamento de petróleo, de unidades geradoras de vapor e esgotos domésticos.

Outro exemplo em 1928, ocorreu na Dakota do Norte (EUA) onde se construiu uma lagoa na cidade de Fesseden. Não sendo possível a construção de um sistema de tratamento para uma nova rede coletora, e não havendo um corpo receptor adequado, o efluente desta rede foi dirigido a uma depressão de um terreno afastado da cidade. Depois de alguns meses a qualidade do efluente final foi comparada a um tratamento secundário.

A partir destas observações surgiram, portanto, as primeiras pesquisas para obtenção de dados e com isso a primeira lagoa de estabilização projetada especificamente para receber e depurar esgoto bruto na cidade de Maddock, em 1948 (AUERSWALD, 1979).

Na Austrália, quase na mesma época, vários estudos foram desenvolvidos para consolidar o tratamento de esgotos por lagoas. Este país foi pioneiro na aplicação de lagoas em série conhecidas como Sistema Australiano. Os resultados foram publicados em 1950 por Parker e seus colaboradores.

### 3.2.2. HISTÓRICO NO BRASIL

No Brasil, as lagoas também surgiram ao acaso, como o Dique da Fonte Nova, na Bahia, as lagoas do Parque Ibirapuera e a Represa Billings em São Paulo. As primeiras lagoas construídas com critérios técnicos de dimensionamento foram implantadas em 1960 na cidade de São José dos Campos, São Paulo.

Estas lagoas apresentaram resultados satisfatórios e serviram de estímulo ao crescimento da pesquisa de parâmetros para projetos em todo país. A eficiência, a simplicidade do processo, o reduzido custo de operação e as condições climáticas favoráveis, levaram o processo de depuração das águas residuárias por lagoas de estabilização à sua completa aceitação (AUERSWALD, 1979).

O tratamento através de lagoas consolidou-se ao longo dos anos e permitiu que novos arranjos e combinações fossem criados. Os princípios do funcionamento das lagoas passam pelas informações teóricas e empíricas dos fenômenos químicos, físicos e biológicos fundamentais na compreensão desta tecnologia. Para tanto, é importante exemplificar os diferentes requisitos operacionais que as lagoas dispõem e as variantes presentes no tratamento das águas residuárias.

### 3.2.3. CONCEITO

As lagoas de estabilização são projetadas para que fenômenos típicos e próprios de depuração das águas ocorram. A autodepuração consiste no restabelecimento do equilíbrio no meio aquático por mecanismos essencialmente naturais após as alterações induzidas (VON SPERLING, 1996). O bom entendimento deste processo é um importante passo para a construção de parâmetros que possam aperfeiçoar os sistemas baseados em lagoas de estabilização.

Elas são projetadas para promover um controle ambiental através do tratamento dos despejos. Seu tamanho é estabelecido com base nas relações teóricas e empíricas dos resultados esperados,

e o tempo de detenção hidráulica (TDH) é estimado dependendo da qualidade do efluente que se pretenda alcançar (KELLNER & PIRES, 2000).

A estabilização da matéria orgânica proveniente dos despejos domésticos ou industriais baseia-se em dois principais mecanismos biológicos: a respiração e a fotossíntese. No processo metabólico da respiração os organismos fotoautotróficos (algas e cianobactérias) transformam a matéria orgânica em compostos moleculares mais simples, como o oxigênio, que fica disponível no meio e é importante no processo de decomposição da matéria orgânica. Os organismos heterótrofos alimentam-se desta matéria orgânica e utilizam o oxigênio gerado para oxidação (ganho de energia) e liberação de energia necessária. Ao fim desse processo ocorre a liberação de gás carbônico, amônia e fosfato, necessários à fotossíntese (VON SPERLING, 1996).

O dióxido de carbono-subproduto da respiração das bactérias heterotróficas e proveniente dos bicarbonatos presentes no meio líquido - ao ser consumido pelas algas modifica o equilíbrio tampão carbonato/bicarbonato e, em consequência da formação de íons hidróxidos (OH<sup>-</sup>), eleva o pH do líquido, cujos valores variam entre 8 e 11 (UEHARA & VIDAL, 1998). Essas condições favorecem a redução do número de bactérias patogênicas, a precipitação dos fosfatos de cálcio e a volatilização da amônia, o que caracteriza o processo de autodepuração dos efluentes.

Por ser um sistema de esgoto sanitário baseado em processos naturais, as lagoas de estabilização sofrem influência direta de fatores abiótico-ambientais principalmente a temperatura, a umidade, a radiação solar e a pluviosidade. Logo, estão sujeitas às variações climáticas que afetam diretamente o crescimento de microrganismos e em consequência parâmetros como pH, disponibilidade de oxigênio e matéria orgânica. Portanto, estas características favorecem a aplicação das lagoas de estabilização no Brasil, devido principalmente à disponibilidade de área em um grande número de cidades e ao clima favorável (temperatura e insolação elevadas) (VON SPERLING, 1996).

Assim, o projeto de um sistema de tratamento por lagoas de estabilização deve ter seu início nos estudos preliminares do projeto global do esgotamento sanitário. Uma fase importante da elaboração do projeto é a definição da área que receberá o sistema de tratamento. Na escolha da

mesma, além de se respeitar os aspectos legais junto aos órgãos responsáveis, deve-se observar condições de topografia do terreno e direção predominante dos ventos. Uma obra locada em área bem definida topograficamente reduz o custo de manutenção e operação do sistema. (ANTONIO, 2000)

No mundo inteiro, pequenas comunidades fizeram a opção por lagoas de estabilização para tratar seus esgotos. Nos EUA existiam no início da década de 80 mais de 5.000 sistemas baseados em lagoas representando cerca de um terço de todas as instalações de tratamento de esgotos. Na Alemanha existem mais de 2.000, na França são mais de 1.500. As grandes cidades também adotaram lagoas de estabilização, a exemplo da cidade de Aman, na Jordânia, que tem um sistema de lagoas com cerca de 180 hectares (OLIVEIRA, 1996). Hoje, em todo o Brasil, muitas cidades tratam seus esgotos com lagoas de estabilização, mesmo para o tratamento de vazões consideráveis de águas residuárias e conforme a legislação ambiental vigente.

#### 3.2.4. LEGISLAÇÃO AMBIENTAL APLICADA AO TRATAMENTO DE EFLUENTES DOMÉSTICOS

A Resolução 357 de 17/03/2005 do Ministério do Meio Ambiente (CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente) afirma no seu artigo 34 que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água, após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos nesta Resolução e em outras normas aplicáveis. No seu parágrafo segundo a Resolução estabelece que nas águas de classe especial seja vedado o lançamento de efluentes ou disposição de resíduos domésticos, agropecuários, de aquicultura, industriais e de quaisquer outras fontes poluentes, mesmo que tratados.

No artigo 34 referente aos padrões de lançamento de efluentes, estabelece-se as exigências cabíveis, dentre as quais que o efluente não deverá causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor, de acordo com os critérios de toxicidade



estabelecidos pelo órgão ambiental competente. No seu artigo 46 a lei prevê que o responsável por fontes potencial ou efetivamente poluidoras das águas deve apresentar ao órgão ambiental competente, em cada ano uma declaração de carga poluidora, referente ao ano civil anterior, assinada pelo administrador principal da empresa e pelo responsável técnico devidamente habilitado, acompanhada da respectiva Anotação de Responsabilidade Técnica. Esta declaração deve apresentar uma caracterização qualitativa e quantitativa de seus efluentes, baseada em amostragem representativa dos mesmos, o estado de manutenção dos equipamentos e dispositivos de controle da poluição (BRASIL, 1998).

Outro fato que deve ser levado em conta pelos profissionais do Setor de Saneamento responsáveis por projetos, construção e operação de sistemas de tratamento de águas residuárias é a Lei de Crimes Ambientais número 9605 de 12/02/98 que dispõe sobre sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, atribuindo ao poluidor a responsabilidade penal ambiental (BRASIL, 1998). Essa lei também se aplica às condições dos sistemas de tratamentos como os baseados em lagoa de estabilização.

Para Ferreira (2006), existe uma grande divergência entre a realidade dos padrões do artigo 34 e a realidade dos corpos d'água receptores. Em alguns parâmetros (como por exemplo, tetracloreto de carbono) a diluição teria que ser de 500 vezes. O autor acredita também ser inviável limitar os padrões dos cursos de água, por exemplo, um teor de fósforo tão baixo já que o artigo 34 não estabelece limites para efluentes tratados.

Demonstra-se, portanto que apesar do tratamento baseado em lagoas de estabilização ser notadamente eficaz para muitas exigências que a Resolução 357 do CONAMA estabelece, existe ainda a necessidade de melhorias no sistema de tratamento de esgoto composto por lagoas de estabilização. Segundo a *Water Environmental Federation* (WEF) (1984), as lagoas de estabilização estavam entre os cinco primeiros processos para tratamento de efluentes domésticos usados no mundo com perspectivas de serem construídas na época mais unidades de tratamento.

### 3.2.5. VANTAGENS DAS LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

Algumas vantagens já foram citadas, porém existem outras a serem mencionadas, como: a baixa produção de lodo (cerca de 5 a 10 vezes inferior ao que ocorre nos processos aeróbios), a ausência de consumo de energia elétrica, pois dispensa o uso de bombas, aeradores e a possibilidade de preservação da biomassa (colônia de bactérias anaeróbias) (JORDÃO & PESSOA, 1995).

As lagoas de estabilização quando bem dimensionadas, apresentam excelente eficiência de tratamento. A matéria orgânica dissolvida no efluente das lagoas é bastante estável, e a DBO geralmente encontra-se numa faixa de 30-50 mg/L, nas lagoas facultativas (havendo uma separação de algas, esta concentração pode reduzir-se para 15 a 30 mg/L) (JORDÃO & PESSOA, 1995).

O sistema australiano ao combinar uma lagoa anaeróbia, seguida por uma lagoa facultativa e de maturação (lagoas em série), produz efluentes com melhores condições sanitárias. As lagoas facultativas também possuem adequada eficiência na remoção das diversas categorias de poluentes (matéria orgânica biodegradável, sólidos suspensos, nutrientes e patogênicos) (VON SPERLING, 1995).

### 3.2.6. DESVANTAGENS DAS LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

Para Oliveira (1999), algumas desvantagens das lagoas de estabilização podem restringir a aplicação desta tecnologia, devido aos seguintes aspectos: **1)** elevados requisitos de área de ocupação necessária para a estabilização do esgoto; **2)** concentração relativamente alta de algas no efluente final; **3)** suscetibilidade às variações nas condições climáticas, o que afeta o

desempenho do processo; 4) possibilidade de maus odores e a necessidade de um afastamento das residências circunvizinhas.

No entanto, estes problemas ocorrem caso os projetos de construção das lagoas não sejam executados de forma criteriosa levando em conta as condições locais e as cargas poluidoras. Conforme o processo biológico que ocorre nas lagoas pode-se classificá-las como se segue: lagoas anaeróbias, aeróbias, facultativas, estritamente aeróbias, lagoas de maturação, lagoas aeradas, com macrófitas e em presença de biofilmes.

As lagoas com macrófitas e com biofilmes são novas alternativas de tratamento que buscam a melhoria da tecnologia de lagoas de estabilização. Ao incorporar superfícies (suportes ou chicanas) para o crescimento de biofilme microbiano (perifiton), os substratos teriam a função de promover a adesão e concentração de microrganismos ativos no processo de tratamento (principalmente bactérias nitrificantes), melhorando os sistemas baseados em lagoas de estabilização (TEIXEIRA, 2003).

Segundo Diab *et. al.*, (1993) as bactérias nitrificantes têm capacidade de sobreviver em condições anóxicas, mas a nitrificação acontece somente após 24 horas do estabelecimento de condições estáveis, por esse motivo dificilmente ocorre em lagoas facultativas que possuam muita variação de oxigênio dissolvido durante o dia, com períodos de supersaturação nas horas de maior intensidade de luz e períodos de anoxia durante a noite. Assim, os biofilmes auxiliariam no maior crescimento das bactérias nitrificantes em relação às heterotróficas, pois permitiram maior vantagem na competição pelo oxigênio, tanto em tratamentos com lagoas facultativas como em lagoas de polimento (maturação).

Já o tratamento de efluentes baseado na utilização de macrófitas aquáticas pode ser classificado em: submerso, enraizado e flutuante. As diferenças entre os grupos baseiam-se na localização das plantas no corpo d'água. As macrófitas flutuantes pertencem a um grupo de plantas que não são fixas ao substrato, possuem folhas aéreas e flutuantes. As espécies mais promissoras para o tratamento de efluentes são: *Eichornia crassipes*, “o aguapé” (BAVARESCO, 1998), *Azolla*

*filiculoides* “samambaia d’água” (FORNI, 2001) e algumas espécies do gênero *Lemna* spp., também conhecidas como *duckweeds* (KORNER, 1998), ou ainda como lentilhas d’água.

As espécies como o aguapé e as plantas da família *Lemnaceae* podem ser utilizadas no pós-tratamento de efluentes de lagoas de estabilização, sendo capazes de captar nutrientes da água com grande eficiência e reduzir uma grande quantidade de sólidos em suspensão (CAICEDO *et al.*, 2000).

Avalia-se, portanto, a praticidade e a promissora aplicação destas técnicas no tratamento de efluentes domésticos de pequenas comunidades rurais e urbanas e em práticas de reúso. Neste momento pretende-se descrever os principais processos mencionados, dando-se enfoque às lagoas facultativas e às lagoas de maturação modificadas em presença de biofilmes e macrófitas da família *Lemnaceae*, objetos de estudo dessa pesquisa.

### **3.3. LAGOAS FACULTATIVAS**

As lagoas facultativas são sistemas que se caracterizam pelo Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) suficiente para que a estabilização da matéria orgânica ocorra. Nelas acontece de forma simultânea a digestão anaeróbia (fundo), onde se dá os fenômenos típicos da fermentação anaeróbia, a oxidação aeróbia (zona de transição) e a redução fotossintética na superfície, através da biomassa algal (VON SPERLING, 2007).

A camada intermediária entre essas duas zonas é dita facultativa, pois predominam os processos de oxigenação aeróbia e fotossintética. Pode ser projetada para operar com uma única unidade ou em seqüência a uma lagoa anaeróbia, aerada, ou mesmo após uma estação de tratamento. No primeiro caso costuma ser chamada de lagoa “primária”, e nos demais “secundária” (JORDÃO & PESSOA, 1995).

As lagoas facultativas devem possuir grande extensão (taxa de aplicação superficial), para ocorrer o desenvolvimento da biomassa algal nas camadas mais superficiais e iluminadas, e para favorecer a transferência de oxigênio com a atmosfera (VON SPERLING, 1996). Durante o dia a aeração da massa líquida é proveniente da fotossíntese algal o que garante altas concentrações de oxigênio dissolvido na superfície da lagoa (KELLNER & PIRES, 1998).

As cargas aplicadas são consideradas baixas de 100 a 400 kg DBO/ha.dia, para que ocorram condições de desenvolvimento da biomassa algal. Ocasionalmente pode aparecer coloração rósea (sinal de sobrecarga orgânica) e presença das bactérias anaeróbias redutoras de sulfato (MARA, 2005). Na figura 1 se apresenta um esquema que resume os principais fenômenos que ocorrem numa lagoa facultativa.

Uma das grandes vantagens das lagoas facultativas é que estas possuem satisfatória eficiência de remoção de DBO entre 70 e 90%, sendo que cerca de 30% desta remoção se deve à digestão anaeróbia e a produção de gás carbônico e metano (MENDONÇA, 2000). Também promovem a remoção de coliformes, conforme as condições de radiação solar incidente, e quando os valores de TDH, pH e OD são elevados (MAYNARD *et al.*, 1999).

Dentre as principais desvantagens da utilização de lagoas facultativas estão: o elevado requisito de área, a dificuldade em satisfazer padrões de lançamento restritivos e um desempenho variável de acordo com as condições climáticas (temperatura e insolação).

Porém, apesar desses fatores, diversos autores relatam a utilização de lagoas facultativas como tratamento alternativo para outros tipos de efluentes. Segundo Medri (2004), as lagoas anaeróbias e lagoas facultativas em série são utilizadas para o tratamento de dejetos suínos, sendo bastante difundidas pelo baixo custo de construção e manutenção, além da sua alta eficiência de remoção de DBO e sólidos suspensos, geralmente acima de 90%.

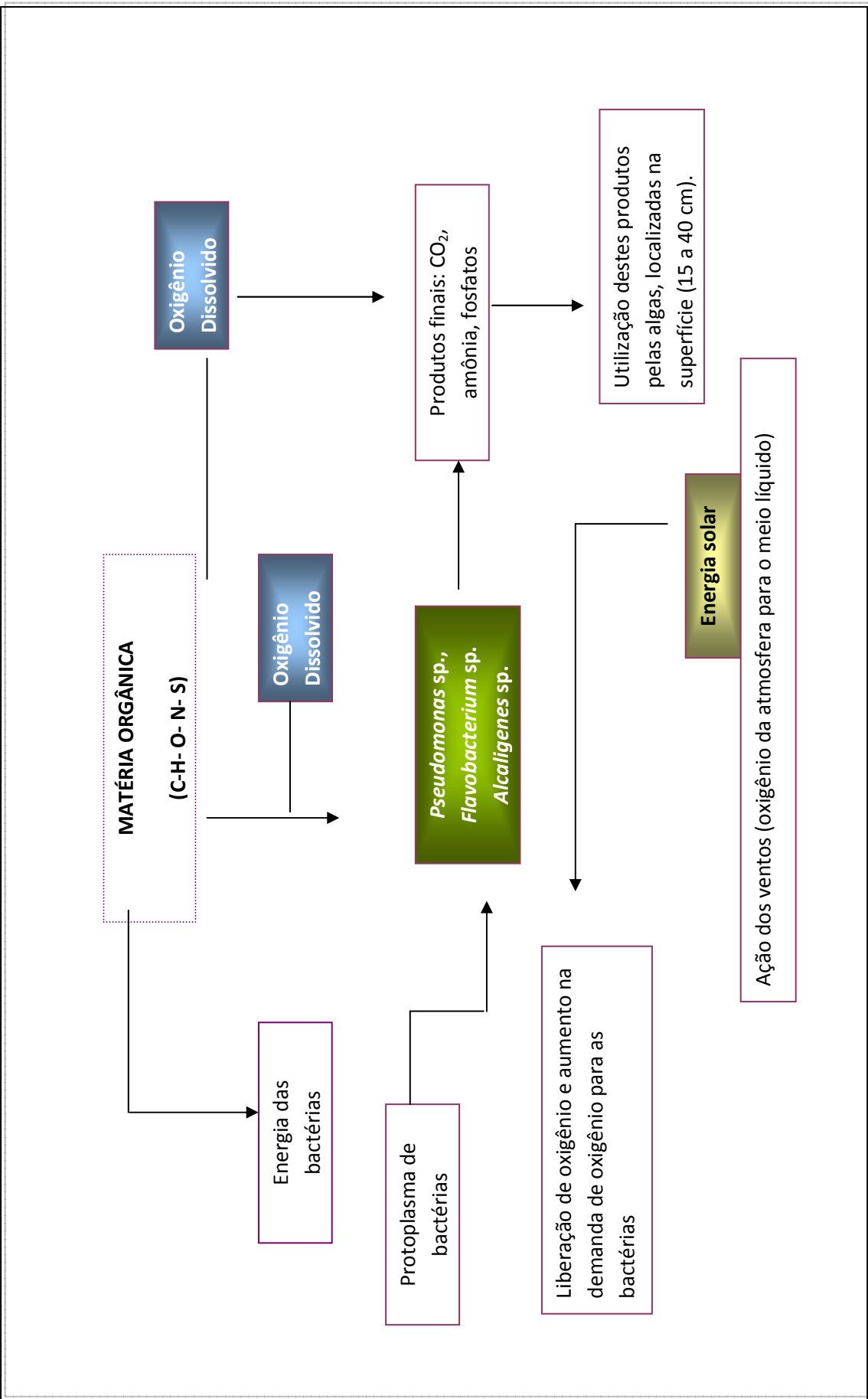
Um sistema de lagoas em série estudado pelo autor alcançou 96% de remoção para a DQO; 99% para DBO; 86% para nitrogênio total e 60% para fósforo total. Bernadini (2008) projetou lagoas facultativas no tratamento de efluentes de uma indústria de abate de aves, avaliando a boa

remoção de parâmetros como DBO e DQO e confirmou a aplicabilidade destes sistemas em pequenas indústrias.

No trabalho de Oliveira & Von Sperling (2005), relata-se a avaliação de 166 Estações de Tratamento de Efluentes em operação no Brasil analisando o desempenho de diferentes tipos de tratamento, dentre eles os sistemas australianos (lagoas anaeróbias seguidas de lagoas facultativas). Os resultados apresentados pelos pesquisadores evidenciaram que apesar do esgoto afluente aos sistemas australianos mostrar-se muito concentrado, a concentração efluente média de DBO observada para a esta modalidade foi bem menor que as verificadas para outros sistemas como reatores RAFA. Observou-se que a eficiência média de remoção dos constituintes DBO, DQO, OD e Coliformes Fecais foram bastante expressivas e consideradas superiores ao esperado para este tipo de tratamento.

Nos países europeus, já na década de 90, o tratamento de esgotos por lagoas de estabilização foi amplamente utilizado e desenvolvido. Os principais países foram a Alemanha Ocidental (mais de 2000 sistemas operacionais) e França (aproximadamente 2500 plantas). Em Portugal havia mais de 50 sistemas, na Espanha mais de 10 plantas operacionais e na Dinamarca há 50 lagoas para tratamento terciário. Já naquela data, as lagoas de estabilização foram particularmente utilizadas em comunidades pequenas (menos de 5000 pessoas) e para tratamento terciário (MONTE, 1992)

Nota-se, portanto que bons resultados são alcançados se as condições necessárias para que as variáveis de funcionamento das lagoas facultativas ocorram, sendo importante observá-las para que a melhoria do sistema aconteça.



**Figura 1:** Esquema dos principais processos que ocorrem em lagoas facultativas. Adaptado de Von Sperling (1996).

### 3.4. FITOPLÂNCTON EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

Atualmente muitas literaturas descrevem a participação das algas e bactérias no tratamento de águas residuárias, sendo estas pesquisas efetivamente consolidadas. O próximo tópico desta revisão descreverá brevemente o papel destes organismos no tratamento por lagoas de estabilização.

#### 3.4.1. DEFINIÇÃO

Os microrganismos que flutuam e se movimentam na região superficial dos pântanos, lagos e oceanos são denominados plâncton. A população do plâncton pode ser de algas e cianobactérias (fitoplâncton), protozoários e zooplâncton.

No fitoplâncton os organismos são fotoautotróficos, sendo considerados importantes nestes sistemas, pois são produtores primários de matéria orgânica, por meio da fotossíntese. Em função das características morfológicas, fisiológicas e ecológicas, o fitoplâncton pode ser classificado em: a) Divisão *Cyanophyta* (cianobactérias ou algas azuis); b) Divisão *Cryptophyta*; c) *Pyrrophyta* (conhecidas como dinofíceas ou dinoflagelados); d) Heterokontophyta (algas pardo-amarelas), que são divididas em: Crysophyceae, Bacillariophyceae, Xanthophyceae dentre outras classes; e) Euglenophyta; f) Chlorophyta (VAN DEN HOEK, MANN & JAHNS, 1997).

As comunidades fitoplânctônicas são importantes bioindicadoras das condições e características do tratamento em lagoas de estabilização e auxiliam na compreensão do metabolismo desses sistemas, de suas características bióticas e abióticas. O conhecimento



da dinâmica destes organismos pode favorecer pesquisas por microalgas de interesse, com objetivo de aprimorar os processos de tratamento (LOPES *et al.*, 2005)

### 3.4.2. PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS E PAPEL NOS SISTEMAS DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

Os fitoplânctons dependem de características abióticas (temperatura, luz, oxigênio dissolvido e concentração de nutrientes) e bióticas (predadores, parasitas, competição) para se manterem em equilíbrio no ambiente (RABELO, 2006).

Através da clorofila *a* produzem oxigênio, absorvendo a energia da luz solar e convertendo-a em calor e energia química. Porém, as atividades antrópicas acarretam mudanças significativas nessas características, havendo um desequilíbrio na comunidade planctônica, ou seja, umas poucas espécies se desenvolvem mais que as outras, podendo dar origem ao processo da eutrofização.

Em ambientes eutrofizados como as lagoas de estabilização facultativas, a mineralização da matéria orgânica pelas bactérias e sua posterior assimilação pelas algas são fenômenos importantes para o sucesso do tratamento biológico. Segundo Parker (1962) as elevadas concentrações de nutrientes inorgânicos, principalmente nitrogênio e fósforo, permitem o desenvolvimento das populações de algas, constituídas principalmente por cianofíceas (algas verdes azuladas), flagelados pigmentados, algas verdes e diatomáceas.

Suas principais funções nas lagoas de estabilização são: produzir oxigênio para a realização de processos aeróbios de decomposição da matéria orgânica; manter as condições aeróbias no meio aquático; e remoção de nutrientes para satisfazer suas próprias necessidades nutricionais. Muitas espécies de algas preferem o nitrogênio na forma de amônia, por ser rapidamente sintetizada em aminoácidos (ARAÚJO, 2007).

Devido à sua importância como geradoras de oxigênio dissolvido e assimiladoras de nutrientes inorgânicos as algas também são capazes de refletir as condições de carga

orgânica existente nas lagoas, dependendo das condições climáticas a que estão sujeitas (KONIG *et al.* 1987).

### 3.4.3. INFLUÊNCIA DAS CONDIÇÕES CLIMÁTICAS

O estudo comparativo dos gêneros de algas presentes deve levar em consideração: as características do esgoto, mudanças na intensidade luminosa e temperatura (parâmetros variáveis com a temperatura). Segundo Palmer (1969), a especiação da flora em lagoas de estabilização é mais influenciada pela presença matéria orgânica do que certas características do corpo aquático (como pH, oxigênio dissolvido) e também pela intensidade luminosa, temperatura, vazão e tamanho da lagoa.

As populações fitoplânctônicas estão em constante mudança. Esta mudança observa-se tanto ao nível da sua composição taxonômica, como na abundância de diferentes espécies e grupos de algas. A este processo de contínua reorganização da comunidade planctônica deu-se o nome de sucessão (MARGALEFF, 1977).

Durante a estação de inverno, com baixas temperaturas, baixas intensidades luminosas e dias curtos, a biomassa fitoplânctônica e a sua produtividade são geralmente baixas, apesar da elevada concentração de nutrientes. O aumento de luz (altas intensidades e dias longos) no início da primavera, é o principal fator que estimula uma grande proliferação do fitoplâncton num curto espaço de tempo, já que a temperatura mantém-se normalmente baixa durante este período (DARLEY, 1982).

Botelho *et al.* (1997) realizaram uma análise qualitativa preliminar dos principais gêneros de microalgas presentes na lagoa de maturação em escala piloto e seu relacionamento com os dados físico-químicos (temperatura, pH, alcalinidade e OD).

Neste estudo o oxigênio variou com a fotossíntese diurna das algas, sendo a baixa concentração de OD no período inicial do experimento associada à alta taxa de aplicação

superficial. O ponto máximo de OD, após seis meses de experimento, coincidiu também com o súbito aumento da pluviosidade e o estabelecimento das microalgas ao longo do experimento

Os autores, numa análise de três amostras das primeiras semanas do experimento encontraram quatro gêneros de algas na lagoa de maturação: *Spirulina*, *Oscillatoria* e *Anabaena*, cianofíceas e *Sphaerocystis*. É interessante comentar que a alga *Anabaena*, sendo uma eficiente fixadora de nitrogênio, pode influir grandemente no equilíbrio nitrogênio-potássio do corpo d'água onde é encontrada.

Existe a estimativa que mais de 80% do oxigênio dissolvido em lagoas de estabilização são provenientes da atividade fotossintética, através da biomassa fitoplânctonica, sendo que este processo depende da atividade fotossintética e também da taxa de transferência de massa a partir da superfície (ARAÚJO, 2005).

A quantidade de oxigênio molecular liberado pela biomassa algal depende da espécie da alga, da idade celular e da capacidade desta biomassa de utilizar os nutrientes presentes no meio líquido, principalmente nitrogênio (OSWALD, 1991).

Verificou-se que a idade média das algas que utilizam a amônia como fonte preferencial de nitrogênio é de 3 a 6 dias e através desta constatação foi encontrada a seguinte relação: para cada grama de alga sintetizada (em peso seco) 1,5 a 1,6 gramas de oxigênio é liberado para o meio. Por este motivo, a manutenção da população algal em grande quantidade é fundamental para a eficiência da oxidação da matéria orgânica pelas bactérias heterotróficas.

Barroso *et al.* (2002), em seus estudos de monitoramento de uma lagoa facultativa primária observou a relação de concentrações de glicose com a biomassa fitoplânctonica e sua diversidade. O autor afirma que dependendo do conjunto das condições do ambiente aquático, especialmente aquelas mais estressantes, o fitoplâncton pode eliminar quantidades consideráveis de polissacarídeos os quais podem influir no comportamento do reator, particularmente no metabolismo de populações de bactérias e mais particularmente de coliformes fecais.

Este mesmo autor concluiu que o fitoplâncton foi considerado o principal responsável pelas modificações da massa líquida no ciclo diário e apresentou maiores concentrações de biomassa sempre no período da tarde. Já a biomassa do fitoplâncton em termos de clorofila *a* apresentou correlação positiva com as variáveis estimadoras que expressam as concentrações de material orgânico (DBO<sub>5</sub> e DQO) em amostras brutas e correlação negativa com tais variáveis medidas em amostras filtradas, particularmente no nível superficial.

Neste mesmo estudo, observou-se que altos valores de temperatura e de sulfetos estiveram associados com a alta densidade da clorofícea *Coelastrum microporum* e da diatomácea *Cyclotella meneghiniana*. A concentração mais elevada de ferro ocorreu em novembro (primavera), estando associada às altas densidades das criptofíceas *Cryptomonas erosa* e *C. pyrenoidifera*. A condutividade esteve mais elevada no verão, estando também fortemente associada com a alta densidade da clorofícea *Coelastrum microporum* e da diatomácea *Cyclotella meneghiniana*.

A geração de dados sobre as populações fitoplânctônicas e sua influência na estrutura do sistema, auxiliam a tecnologia de tratamento por lagoas de estabilização a alcançar um padrão importante dentre os processos de depuração das águas residuais brasileiras.

A grande vantagem da avaliação biológica ou ecológica desses sistemas é que os componentes biológicos respondem integradamente ao conjunto de inúmeras variáveis abióticas e também bióticas que flutuam ao longo do tempo e do espaço dentro de cada sistema (KLUMPP, 2001). Por tratar-se de sistemas naturais não se pode restringir a interpretação desses dados somente a variáveis químicas e físico-químicas (LOPES *et. al* , 2005)

### **3.5. VARIÁVEIS DE FUNCIONAMENTO E PROJETO DAS LAGOAS FACULTATIVAS**

Mesmo não sendo o objeto de pesquisa deste trabalho, algumas considerações devem ser avaliadas com relação às lagoas facultativas, visto que o sistema em escala piloto (experimental) foi alimentado com uma lagoa facultativa em escala real da ETE Continental de Florianópolis – Santa Catarina.

O tratamento nas lagoas facultativas acontece através da simbiose de bactérias e algas, onde existe grande diversidade de espécies que compõem um modelo diferente daquele proposto por cultura pura (onde todo o O<sub>2</sub> utilizado na respiração provém da fotossíntese) (VON SPERLING, 1996). Ressalta-se que os principais parâmetros observados no funcionamento das lagoas facultativas são interdependentes, ou seja, dependem de fatores abióticos e bióticos, características típicas de um sistema biológico e natural. Pode-se descrevê-los a seguir:

#### **- Oxigênio Dissolvido, pH, Temperatura e Intensidade Luminosa**

As bactérias responsáveis pela oxidação de matéria orgânica nas lagoas necessitam do oxigênio produzido pelas algas através da fotossíntese. A mudança de pH nas lagoas é normalmente seguida da alta absorção de CO<sub>2</sub> pelas algas durante o dia devido à fotossíntese.

A concentração de oxigênio no meio varia muito ao longo do dia, sendo que a taxa de produção de oxigênio depende da concentração de algas. Por sua vez, variáveis sazonais como temperatura e intensidade luminosa, também são fatores limitantes para o crescimento destes organismos. Os valores de pH acima de 8 são produzidos pela respiração e pela decomposição. Já valores de pH inferiores a 8 indicam a “falência” da fotossíntese, inibindo a utilização de CO<sub>2</sub> (ARAÚJO, 2007).

Nos estudos de Kayombo, *et. al.* (2002) observou-se que em pH acima de 8 a concentração de amônia é alta, e neste caso tóxica às algas, o que afeta negativamente a fotossíntese. Nas

lagoas facultativas que receberam alta carga houve pouca variação diurna do pH. Quando o pH é alto (maior que 8), a concentração de CO<sub>2</sub> nas lagoas pode limitar a atividade algal, pois a taxa de oxidação da matéria orgânica é precedida pela alta absorção de CO<sub>2</sub> pelas algas.

O pH aumenta com a fotossíntese, sendo que as algas consomem continuamente o CO<sub>2</sub> produzido pela respiração das bactérias heterotróficas. Como a difusão do CO<sub>2</sub> atmosférico é mínimo, primeiramente pela elevada temperatura da superfície da lâmina d'água, ocorre déficit de CO<sub>2</sub> nos picos de fotossíntese, juntamente com a dissociação dos íons bicarbonatos. Esta dissociação dos bicarbonatos, concomitante ao consumo de CO<sub>2</sub> pelas algas aumenta a concentração de íons hidroxilas na coluna d'água causando a elevação do pH (>10) (TADESSE *et. al.*, 2004).

A flutuação dos valores de pH influencia a cinética do crescimento microbiano, a competição entre espécies e os produtos da digestão na lagoa. O pH nas lagoas normalmente é maior que 4 e não ultrapassa 11, sendo que no período da tarde ocorre elevação devido ao aumento do oxigênio dissolvido. Avalia-se que um longo TDH nas lagoas facultativas favorece o crescimento da biomassa algal, o que diminui a eficiência de remoção de DQO total (KAYOMBO *et. al.*, 2000).

Giraldo & Garzón (2002) desenvolveram um modelo para a digestão da matéria orgânica em lagoa facultativa em regiões tropicais. Eles assumiram que a lagoa facultativa é dividida em 3 zonas, com regime de mistura completa. A zona **tropogênica** corresponde ao crescimento de fitoplâncton e alta concentração de oxigênio dissolvido, devido à maior incidência dos raios solares e luminosidade na lâmina de água. Na zona **tropofilica** ocorre a decomposição da matéria orgânica e o desenvolvimento de bactérias anaeróbias. E na zona de **sedimentação** é onde ocorreria também a degradação biológica.

## **- Carga Orgânica**

Segundo Von Sperling (2002), existem faixas de operação das taxas de aplicação superficial de matéria orgânica em função das condições ambientais para lagoas facultativas, sendo de 120-240 kg DBO<sub>5</sub>/ha.dia para regiões com inverno e insolação moderados e de 100-180kg DBO<sub>5</sub>/ha.dia para regiões com inverno frio e baixa insolação, considerando a profundidade entre 1,5 a 3m.

## **- Organismos patogênicos:**

Fatores como a sedimentação, radiação solar, pH alto, baixos níveis de CO<sub>2</sub>, alta concentração de oxigênio dissolvido, toxinas das algas, presença de predadores e TDH afetam a remoção e microrganismos (ARAÚJO, 2007)

Em alguns estudos, ao se avaliar a eficiência de remoção de diferentes indicadores fecais, verificou-se que o efluente final apresentou um decréscimo de 0,3 a 4,7 unidades logarítmicas para indicadores bacterianos e o decréscimo de 1 a 4,6 unidades logarítmicas para indicadores virais. Demonstrou-se que não ocorreu remoção constante e que não houve qualquer relação entre presença de espécies indicadoras com o período do ano (sazonalidade) (ARAÚJO, 2007).

## **- Acúmulo de Lodo**

Para Lloyd (2005), a acumulação de lodo em lagoas é variável, e depende de fatores como a carga orgânica aplicada, o TDH e os detalhes construtivos, como a localização da canalização de entrada e saída. Em estudos deste autor os valores da taxa de acumulação de

lodo, em lagoas facultativas, operando sob condições distintas, ficaram entre 0,6 a 4,86 cm/ano. Vários autores relatam que os valores de taxa anual de acúmulo de lodo, em lagoas facultativas, variam entre 1,22 a 2,77 cm/ano (UEHARA & VIDAL, 1989; JORDÃO & PESSÔA, 2003).

De acordo com Picot *et. al.* (2001), é importante mencionar o tempo de funcionamento da lagoa, pois a taxa anual de acúmulo do lodo varia com a idade da lagoa. Quanto maior a idade da lagoa, menor será a taxa de acúmulo de lodo. Estes autores estudaram a acumulação de lodo de 13 lagoas de estabilização com idade entre 12 e 19 anos, e o valor médio de acumulação de lodo ficou entre 1,3 a 2,1 cm/ano.

No estudo de Nelson (2004) verificou-se a medida de acumulação e distribuição de lodo em 4 lagoas facultativas no México. Observou-se que 8 a 25% do volume das lagoas facultativas foram ocupados com lodo, resultando em uma redução proporcional do tempo de detenção hidráulica pelo maior acúmulo de lodo próximo à canalização de entrada do efluente. Concluiu-se que para ocorrer melhor distribuição do lodo devem-se aumentar os pontos de entrada, aumentar a velocidade ou alterar a direção do fluxo.

### **- Dimensionamento**

As lagoas facultativas podem ser dimensionadas considerando o TDH, a profundidade e a carga orgânica superficial aplicada que pode variar entre 350 e 100 kg DBO<sub>5</sub>/ha/dia, em função da temperatura, latitude, exposição solar, altitude, evaporação, pluviometria e outros fatores locais. Devem ser observados também os regimes hidráulicos (fluxo pistão, fluxo disperso e mistura completa) e pode ser adotada nos cálculos a remoção da DBO<sub>5</sub> segundo uma reação de primeira ordem (VON SPERLING, 2002).

Os critérios de dimensionamento de lagoas de estabilização estão focados, principalmente, nas unidades anaeróbias e facultativas (VON SPERLING, 2002). Apesar da boa qualidade do tratamento destes sistemas, uma maior depuração das águas residuárias quanto à



remoção de coliformes fecais, bactérias, vírus, cistos de protozoários e ovos de helmintos é importante. Nesse contexto, a construção de lagoas de maturação é de fundamental importância.

### **3.6. LAGOAS DE MATURAÇÃO**

As lagoas de maturação são utilizadas quase sempre após as lagoas facultativas e, em alguns casos, após reatores anaeróbios e são responsáveis pelo “refinamento” dos esgotos, visto que recebem afluente cuja DBO está praticamente estabilizada. As lagoas de maturação são completamente aeróbias, caracterizando-se pela penetração da radiação solar ao longo de toda a coluna d’água (VON SPERLING, 1996).

São normalmente rasas, com profundidade variando entre 1,0 a 1,5 m, o que favorece a penetração da luz solar e conseqüentemente a predominância de condições aeróbias devido à distribuição das algas ao longo de toda a massa líquida (VON SPERLING, 1996).

Elas são utilizadas ao final de um sistema clássico de lagoas de estabilização e tem como principal objetivo a remoção de organismos patogênicos, com a conseqüente obtenção da melhoria da qualidade do efluente anteriormente tratado (JORDÃO & PESSOA, 2005).

De acordo com as condições climáticas locais as lagoas de maturação podem garantir a remoção de nutrientes através dos mecanismos já citados para lagoas facultativas, favorecidos pela intensa atividade fotossintética das algas que elevam o pH.

Nelas ocorre uma maior exposição dos microrganismos à radiação solar, o que potencializa o processo natural de desinfecção (DAVIES-COLLEY *et al.*, 2004). Além da radiação solar, outros fatores afetam a mortalidade dos microrganismos, como a sedimentação, a predação por outros microrganismos, a escassez de nutrientes, ações físico-químicas, a presença de bacteriófagos, a toxicidade das algas e de outras bactérias.

Em lagoas de maturação, a remoção de matéria orgânica expressa como DBO e DQO é baixa e não excede a 25%. Esta remoção é declinante ao longo de configurações em séries. Assim, quanto mais distante do topo da série de lagoas, a unidade de maturação remove menores quantidades de DBO e DQO (MARA *et al.*, 1992). Essas observações são importantes para que o efetivo tratamento seja alcançado e gerar efluentes que possam ser utilizados em práticas como, por exemplo, a de reúso (SILVA, *et al.* 2001).

### 3.6.1. LAGOAS DE MATURAÇÃO E REÚSO

As lagoas de maturação são os únicos sistemas capazes de produzir efluente com qualidade adequada para o reúso em irrigação irrestrita, sem a necessidade de uma etapa adicional de desinfecção (SAMPAIO & MENDONÇA, 2006). Por possuir baixa profundidade devido à necessidade de incidência da radiação ultravioleta, a lagoa de maturação é utilizada para eliminar patógenos e com isso favorecer a produtividade de algas resultando em elevadas concentrações de oxigênio dissolvido, característica importante para que o efluente produzido seja enquadrado nas normas do reúso. As normas incluem: **1)** Uso previsto para esgotos tratados descrito no item 5.6.2 NBR 13.969 / 97; **2)** O volume de esgoto a ser reutilizado no item 5.6.3 NBR 13.969 / 97 e **3)** o grau de tratamento necessário descrito no item 5.6.4 NBR 13.969 / 97) (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997)

Na pesquisa de Sousa *et al.*, (2001), avaliou-se o desempenho da cultura de arroz irrigado com esgotos sanitários previamente tratados. Os autores tinham como objetivo comparar a produtividade do arroz produzido com esgotos tratados e a de águas de abastecimento, bem como a qualidade dos efluentes tratados em lagoas de maturação. Eles concluíram que o arroz produzido com esgotos pré-tratados anaerobiamente e pós-tratado em lagoa de maturação, depois de seco ao sol, não apresentaram indicadores de coliformes fecais.

Estes resultados corroboram com os estudos de Maynard *et al.* (1999), que descrevem a importância do tratamento de esgotos sanitários em lagoas terciárias para o reúso do

efluente tratado na irrigação. Segundo estes autores dentre os parâmetros físico-químicos utilizados para avaliar a remoção de organismos patogênicos em lagoas de maturação estão: o pH, a concentração de oxigênio dissolvido, a luminosidade, profundidade, clorofila *a* e a presença de bactérias do grupo coliformes.

### 3.6.2. CARACTERIZAÇÃO E PARÂMETROS DAS LAGOAS DE MATURAÇÃO

As características de cada parâmetro e os mecanismos que ocorrem nas lagoas de maturação serão descritos a seguir, sendo fatores importantes para avaliar a contribuição sanitária das lagoas de maturação: o regime hidráulico, a remoção de coliformes fecais, a profundidade, o pH, o oxigênio dissolvido, e a clorofila *a*.

#### **- Regime Hidráulico:**

Von Sperling *et al.* (2003) destacam que pelo fato de o regime hidráulico fluxo em pistão ser aquele que conduz a mais elevada eficiência de remoção de constituintes que seguem a cinética de primeira ordem, deve-se buscar na prática a configuração de lagoas que se aproximem desse regime idealizado. As lagoas devem ser alongadas, onde a relação entre o comprimento (L) e a largura (B) deve apresentar-se maior que cinco vezes ( $L/B > 5$ ).

#### **- Remoção de Coliformes Fecais (Kt)**

A constante de primeira ordem para a remoção de coliformes ( $Kt$  dada em  $d^{-1}$ ) é também conhecida como coeficiente de decaimento bacteriano ( $Kb$ ). Inúmeros estudos descrevem o comportamento do decaimento bacteriano, sendo que este é dependente de vários fatores, dentre eles: a temperatura, a profundidade da lagoa e o pH do efluente na lagoa (VON SPERLING, 2003), que serão considerados a seguir.

- **Coliformes Fecais:** Curtis *et. al* (1992) relatam que a remoção de coliformes de lagoas de maturação não é simples como se acreditava. Porém sabe-se que quando se agregam parâmetros como pH, alcalinidade e a alta concentração de oxigênio dissolvido, a luz incidente fará maior efeito na remoção de coliformes fecais. Em função dos diferentes regimes têm-se as fórmulas para a determinação da contagem de coliformes no efluente da lagoa de maturação (VON SPERLING, 2000). O regime hidráulico das lagoas tem grande influência na eficiência de remoção de coliformes, sendo o fluxo pistão aquele que se apresenta com maior eficiência, em seguida o fluxo disperso e o menos eficiente o regime de mistura completa.

A escolha do melhor tipo de tratamento refletirá nos valores de eficiência da remoção de coliformes, que se atingirem valores altos ( $E > 99,9$  ou  $99,99\%$ ) cumprirão com padrões para utilização do efluente em irrigação ou os padrões para os corpos receptores d'água em função da classe a que pertencem (CONAMA, 2005).

A remoção de organismos patogênicos é diretamente proporcional ao aumento da temperatura e do tempo de retenção, e inversamente proporcional ao aumento da carga orgânica afluyente. A remoção de matéria orgânica em lagoas de maturação diminui à medida que são incorporadas mais unidades numa série. Araújo-Silva (2006) avalia que é possível considerar uma remoção de matéria orgânica média de 20% em lagoas de maturação, seja ela primária, secundária ou terciária. Em suas pesquisas o autor observou que a remoção de coliformes fecais (CF) foi maior nas lagoas de maturação secundária e terciária (cerca de 1,0 Log), já em lagoas de maturação primária a remoção média de CF foi da ordem de 0,78 Log.

- **Profundidade:** A profundidade das lagoas de maturação tem influência nos demais mecanismos de tratamento destes sistemas. Junto com os fatores: radiação solar (radiação ultravioleta), pH alcalino ( $pH > 8,5$ ) e OD elevado. Tais fatores estão associados à atividade fotossintética da biomassa algal (CURTIS *et. al.*, 1992). No caso de cistos de protozoários e ovos de helmintos, estes são removidos por sedimentação, em razão do

tempo de detenção hidráulica, a radiação solar, o elevado pH (> 8,5) e a elevada concentração de oxigênio dissolvido. (AYRES, 1992)

Silva (2003) demonstrou que sistemas de lagoas com menores profundidades são mais eficientes na remoção da amônia que sistemas mais profundos, pois apresentam um ambiente mais favorável à volatilização em vista dos valores mais elevados de pH.

O estudo de Araújo-Silva (2006) salienta que a profundidade das lagoas de maturação correlacionou-se negativamente com o incremento de pH e OD nas lagoas de maturação e favoreceu a remoção de CF.

A profundidade da lagoa de maturação, exerce grande influência em Kt ou Kb onde as lagoas mais rasas possuem maiores valores do coeficiente de decaimento bacteriano em razão da maior atividade fotossintética na coluna d'água, conduzindo a maiores valores de OD e pH e também maior penetração da radiação UV na coluna d'água. Os diferentes valores de Kt ou Kb, em função da profundidade da lagoa e do regime hidráulico, são descritos na tabela 1.

**Tabela 1:** Coeficiente de decaimento bacteriano obtidos a 20°C para lagoas facultativas e de maturação, segundo os modelos de fluxo disperso e de mistura completa.

Lagoa	TDH (d)	Profundidade (m)	Relação L/B	Kt ou Kb (d <sup>-1</sup> )	
				Fluxo disperso	MC
Facultativa	10 a 20				0,4 a 1,6
	20 a 40	1,5 a 2,0	2 a 4	0,2 a 0,3	1,6 a 5,0
Maturação (sem chicanas, lagoas em série)	3 a 5 (em cada lagoa)	0,8 a 1,0	1 a 3	0,4 a 0,7	0,6 a 1,2
Maturação (com chicanas, lagoa única)	10 a 20	0,8 a 1,0	6 a 12	0,4 a 0,7	Não recomendado
Maturação (com chicanas, lagoas em série)	3 a 5 em cada lagoa	0,8 a 1,0	6 a 12	0,4 a 0,7	Não recomendado

**Fonte:** Von Sperling *et al.* (2003). Convenção: MC: mistura completa.

- **pH:** é importante para avaliação dos processos químicos ocorrentes nas lagoas de estabilização. O pH em lagoas de maturação é influenciado pela variação da carga orgânica. Valores de pH dependem diretamente da atividade algal nas lagoas e uma conseqüente retirada da acidez carbônica, o que aumenta os valores (BOTELHO *et al.*, 1997). Sabe-se que maiores valores de pH podem contribuir para a remoção da amônia através da volatilização (SILVA, 2003) e o pH elevado associado a outros fatores, favorece a diminuição/mortandade de bactérias entéricas.

Veestra *et al.*, (1993), demonstrou que as bactérias púrpuras do gênero *Rhodospseudomonas* oxidam sulfetos e sulfatos e provocam o aumento da turbidez da água nas camadas superficiais da lagoa, impedindo a passagem de luz para camadas mais profundas o que diminui o pH e oxigênio dissolvido. Já Araújo (2007), evidenciou que valores de pH entre 7,2 e 7,5 não favorecem a remoção de fósforo na forma de hidroxapatita.

- **Oxigênio Dissolvido:** Segundo Konig (1990) & Goodwin (1997), a concentração OD varia com a fotossíntese diurna das algas. Pequenas concentrações de oxigênio variando de 0,5 a 3,0 mg/L podem refletir em dificuldades no tratamento dos esgotos. Assim, uma baixa concentração de oxigênio pode ser associada à alta taxa de aplicação superficial.

Uma elevada concentração de OD favorece as comunidades aeróbias mais eficientes na competição por alimento e na eliminação dos patogênicos. (VON SPERLING, 1996). A possibilidade de percentuais maiores do que 300% de saturação de oxigênio na água pode ser um problema para a vida dos peixes, mas promove desinfecção dos patógenos existentes (PEREIRA, 2004).

No trabalho de Araújo (2005), as análises de oxigênio dissolvido em lagoas de maturação com profundidade de 50 cm apresentaram valores médios predominantemente baixos na camada superior (com maior atividade fotossintética). O autor observou que nas camadas mais profundas ocorreu o predomínio de condições próximas à anaerobiose, o que favoreceu a liberação de fósforo inorgânico para a massa líquida.

- **Radiação solar e Turbidez:** A desinfecção solar é independente de insumos e funciona sem fornecimento de energia elétrica, e por isso apresenta grande simplicidade. É importante observar alguns fatores intervenientes que afetam o tratamento: o comprimento de onda (qual é mais ativo na desinfecção), a dose de radiação mínima requerida no processo para cada tipo de aplicação prática da desinfecção solar, a influência da temperatura, a interferência da qualidade da água (matéria orgânica, turbidez, etc.) no processo (MONTEIRO, 1999). A faixa de radiação induzida pela luz ultravioleta visível causa danos à vida celular, através de mecanismos de destruição da maquinaria enzimática do DNA dos organismos.

O trabalho de Sommer *et. al.* (1997), apresenta os dados obtidos em trabalhos de campo desenvolvidos em diferentes países, utilizando-se uma metodologia padronizada. Neste trabalho, foram testados, em regime de batelada, diferentes recipientes e águas naturais com variados graus de contaminação microbiológica (até  $10^9$  NMP ou UFC/100ml) e níveis de turbidez (até 400 UTN). A temperatura também foi variada. Os autores obtiveram excelentes resultados de inativação de coliformes totais e vibrião colérico. O vibrião colérico mostrou-se menos resistente à desinfecção solar que os coliformes fecais. Entretanto, quando o processo de desinfecção solar é interrompido, e é continuado posteriormente, um comportamento inverso é observado.

Nos estudos de Monteiro *et. al.* (1999), relata-se que a turbidez e a espessura da lâmina d'água interferem significativamente na eficiência de inativação de microrganismos. O aumento da turbidez e da profundidade do efluente levam a uma menor eficiência do processo, se considerado um tempo fixo de exposição. As águas mais turvas necessitarão de maior tempo de exposição para efetiva desinfecção, ou, a depender do nível de turbidez não serão passíveis de uma desinfecção eficaz.

Avalia-se que a desinfecção solar é uma alternativa de baixo custo para fornecer água às populações, sem riscos à saúde em localidades que possuem altos índices de radiação solar. A desinfecção solar pode ser empregada principalmente em lugares onde não existe tratamento

algum da água e onde são comuns os problemas de doenças como cólera e diarreia. (MONTEIRO *et al*, 1999)

- **Clorofila *a***: Nas pesquisas de Silva (2003), avaliaram-se as relações entre concentrações de polissacarídeos em termos de glicose e biomassa de algas em lagoas de estabilização tratando águas residuárias domésticas. Neste estudo o autor obteve resultados quanto à variação e as interações no ciclo diário, da concentração de produtos solúveis e sua relação com a biomassa de algas em lagoas de estabilização. Ele observou a correlação significativa (positiva) entre clorofila *a* e glicose, bem como a correlação negativa entre clorofila *a* e DBO<sub>5</sub> e DQO filtrada.

Silva (2003) verificou a possível indicação de que nas lagoas de maturação o fitoplâncton é responsável pela eliminação (excreção) de produtos celulares, especialmente polissacarídeos. A glicose (polissacarídeo) tendeu a acompanhar o comportamento da clorofila *a*, apresentando correlações positivas com temperatura, pH, OD, DBO<sub>5</sub> e DQO em amostras brutas. O autor demonstrou também que em amostras coletadas no período da tarde as concentrações de clorofila *a* foram mais expressivas.

Araújo (2005) em seu trabalho observou a relação inversa entre a clorofila *a* com o ortofosfato solúvel, o que indicou o mecanismo de assimilação do nutriente pela biomassa algal. Os resultados avaliados também relatam que ocorreu grande concentração de sólidos suspensos e de algas, que colaboram com altos valores de clorofila *a*.

Observa-se que a combinação de múltiplos parâmetros físicos e operacionais utilizados na construção de lagoas de maturação, pode conduzir a efluentes finais com melhores características. Tudo depende dos critérios de projeto que serão utilizados.

### 3.6.3. CRITÉRIOS DE PROJETO PARA LAGOAS DE MATURAÇÃO

A necessidade de elevadas eficiências faz com que o regime hidráulico a ser adotado para as lagoas de maturação seja direcionado para favorecer esta maior eficiência. Portanto, as lagoas de maturação devem ser planejadas para uma destas duas configurações: fluxo pistão (percurso



predominantemente longitudinal, que pode ser alcançado numa lagoa com chicana através de defletores, que forcem um percurso em zig-zag) e células em série (preferencialmente três ou mais) (VON SPERLING, 1996).

Os principais critérios de projeto para lagoas de maturação têm como base o TDH, a temperatura, o elevado pH e alta radiação solar (MARA *et. al.* 1992 & MAYNARD *et al.* 1999), ou seja, os princípios básicos dos parâmetros envolvidos no processo de remoção de coliformes e patogênicos. As lagoas de maturação são dimensionadas para que esses fatores se tornem mais efetivos.

O TDH requerido deve ser alto para que o ambiente se torne inóspito para bactérias, vírus, cistos e ovos de helmintos. A mortalidade dos patogênicos, bem como dos indicadores de contaminação fecal (coliformes), segue uma cinética de primeira ordem. De acordo com as reações de primeira ordem, a taxa de mortalidade dos patogênicos é proporcional à concentração de patogênicos, em qualquer instante. Assim, quanto maior a concentração de patogênicos, maior será a taxa de mortalidade (VON SPERLING, 1996).

O tempo de detenção hidráulico sugerido por Kelner & Pires (1990) é de sete dias e Von Sperling (1996) sugere no mínimo três dias, para cada lagoa de maturação se esta for antecedida por outra lagoa, por exemplo, uma lagoa facultativa. Ou seja, ao se dimensionar as lagoas de maturação, leva-se em consideração nos cálculos a prévia remoção de coliformes nas unidades de montante.

Desta forma, são construídas para altos tempos de detenção e com pequenas profundidades, de 0,80 a 1,50 metros, para que a massa líquida receba grande insolação e os raios ultravioletas atinjam as camadas mais profundas. Devido à baixa profundidade das lagoas de maturação, a introdução de chicanas ou divisórias é facilitada. As chicanas podem ser construídas com taludes, com madeira, ou com lona ou membranas plásticas em estruturas como cercas internas (VON SPERLING, 1996).

Porém, quando se tem limite restrito para lançamento de efluentes, os sistemas de lagoas de maturação podem não ser capazes de atingir o desempenho necessário. Existe a necessidade de

um pós-tratamento, pois este baixo desempenho ocorre principalmente devido à elevada presença de algas (HANCOCK & BUDDAVARAPU, 1993).

Em seguida, nesta revisão bibliográfica, avalia-se a utilização e viabilidade dos processos de tratamento terciário que utilizam lagoas de maturação modificadas em presença de macrófitas. Parte-se do princípio que o tratamento terciário empregando a lentilha d'água ao impedir a penetração de luz provoca morte de algas, melhorando o desempenho dos sistemas.

### **3.7. LAGOAS DE MACRÓFITAS NO TRATAMENTO DE ESGOTOS**

As lagoas de macrófitas são lagoas de estabilização modificadas, com uma cobertura de plantas flutuantes na superfície da água. Podem ser aguapés ou plantas da família *Lemnaceae* e são aquáticas, muito pequenas (cerca de 4 mm), de cor verde e apresentam uma única raiz. As plantas da família *Lemnaceae* não possuem diferenciação de caule e apresenta um pequeno corpo chamado de fronde. Apresentam-se flutuantes e livres na superfície, possuem folhas sintéticas verdes, agrupando-se em frondes de dois a dez, e também podem apresentar-se solitárias. Pertencem à classe Monocotiledônea, da família *Lemnaceae*, gênero *Lemna*. O nome comum utilizado no Brasil é “lentilha d’água” e o utilizado em literaturas estrangeiras é *duckweed*. Pode ser encontrada em todo mundo, exceto nas regiões áridas e possuem como centro de dispersão a América do Sul.

Os sistemas de tratamento de esgoto doméstico baseados em lagoas de lemnas são de fácil instalação, operação e manutenção, portanto funcionalmente simples. Podem remover através da bioacumulação em suas raízes até 99% dos nutrientes e sólidos dissolvidos contidos nos efluentes. Estas lagoas atuam na remoção de níveis de nutrientes do esgoto, matéria orgânica e de organismos patogênicos e não possuem a desvantagem de grandes quantidades de algas produzidas no sistema o que satisfaz as exigências de descarga mais restritas para sólidos suspensos (MOHEDANO, 2004).

Em ambientes que possuem elevada concentração de nutrientes, como no caso de lagoas de estabilização, a lentilha d'água se reproduz rapidamente e pode cobrir grandes áreas em poucos dias (POLISEL, 2005). Essa cobertura superficial provocada pela planta resulta em uma barreira física que impede a penetração de luz. O sistema se torna anaeróbio e, nessas condições, as algas morrem e se decompõem no fundo da lagoa (VAN DER STEEN, 1999).

A função das plantas macrófitas nos sistemas de tratamento de esgotos consiste na recuperação de nutrientes dos efluentes líquidos, além de proporcionar um ambiente calmo em que a ação do vento não cause a movimentação da água, fazendo com que a sedimentação seja ideal (POLISEL, 2005). Deve-se considerar que a lentilha d'água, por cobrir densamente a superfície das lagoas também inibe a entrada de oxigênio na massa líquida, tanto por difusão quanto pela produção de fitoplâncton, necessitando de sistemas de pós-aeração.

Em contrapartida, a baixa eficiência de lagoas de estabilização na remoção de SST e DBO<sub>5</sub>, devido à presença de grande quantidade de algas no efluente, pode ser melhorada com a utilização das lemnas que impedem a penetração de luz, causando a morte, sedimentação e decomposição das algas, o que melhora a qualidade do efluente (VAN DER STEEN, 1999). Segundo Shimoda (1984), as macrófitas flutuantes respondem de forma mais eficaz na remoção de nutrientes quando comparadas às macrófitas enraizadas (*wetlands*), pois estas atuam no sedimento ao passo que as flutuantes retiram nutrientes diretamente da coluna d'água.

Os vegetais da família lemnácea possuem a maior taxa de crescimento entre as plantas vasculares, e por isso são capazes de retirar nutrientes da água com grande eficiência. Registra-se que apenas nos últimos dez anos esta prática tem sido aplicada em grandes escalas principalmente na Índia e nos Estados Unidos. Hookerton na Carolina do Norte foi um dos primeiros municípios norte-americanos a utilizar lemnas em estações de tratamento de esgoto, demonstrando eficiência e redução de custos (TAVARES, 2003).

Existem diversos mecanismos através dos quais as lemnas podem purificar um corpo d'água eutrofizado. A redução de nitrogênio ocorre pela absorção direta da planta (até 50%) pela ação de microrganismos fixados nas raízes pela volatilização da amônia (KOERNER & VERMAAT,

1998). A principal via de remoção do fósforo é pela incorporação na biomassa vegetal e microbiana, uma vez que os compostos fosfatados formados não são voláteis.

Uma parte destes compostos sofre precipitação, dependendo das condições químicas da água, sendo eventualmente necessário dragar o solo (IQBAL, 1999). A atuação da lemna na diminuição de sólidos em suspensão está relacionada ao bloqueio da luz solar que impede a formação de fitoplâncton. Sabe-se também que uma cobertura completa de lemna pode reduzir a taxa de evaporação em um terço comparado à lagoa convencional. A perda de água anual devido à evapotranspiração nas regiões tropicais e semitropicais variam de 800 a 1200 mm. O fitoplâncton é um dos principais problemas em lagoas de sedimentação, pois este se mantém suspenso indefinidamente (IQBAL, 1999).

No que diz respeito ao controle da proliferação de mosquitos e da emissão de odores as lemnáceas podem desempenhar um efeito positivo. Angerilli & Beirne (1980), em estudos com *Lemna minor* deduzem que uma densa cobertura destas macrófitas pode proporcionar uma barreira física e química impedindo que as larvas de mosquitos atinjam a atmosfera. Esta barreira surte o mesmo efeito para gases de odor desagradável, produzidos durante a decomposição anaeróbia. Estes gases como o H<sub>2</sub>S podem ficar retidos na malha das raízes, permanecendo por mais tempo em contato com a zona mais oxigenada, sofrendo oxidação para H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>.

As lemnáceas podem ainda incorporar zinco, cobre mercúrio, cromo e arsênio. Dependendo da quantidade destes metais e das características químicas dos corpos d'água estas plantas podem manter concentrações entre 100 e 10.000 vezes maiores destes elementos, quando comparadas com a da água onde estão se desenvolvendo. Gizen & Khondker (1997) ressaltam que a biomassa produzida por macrófitas presentes em efluentes contendo metais pesados não deve ser utilizada como alimento de animais para consumo humano.

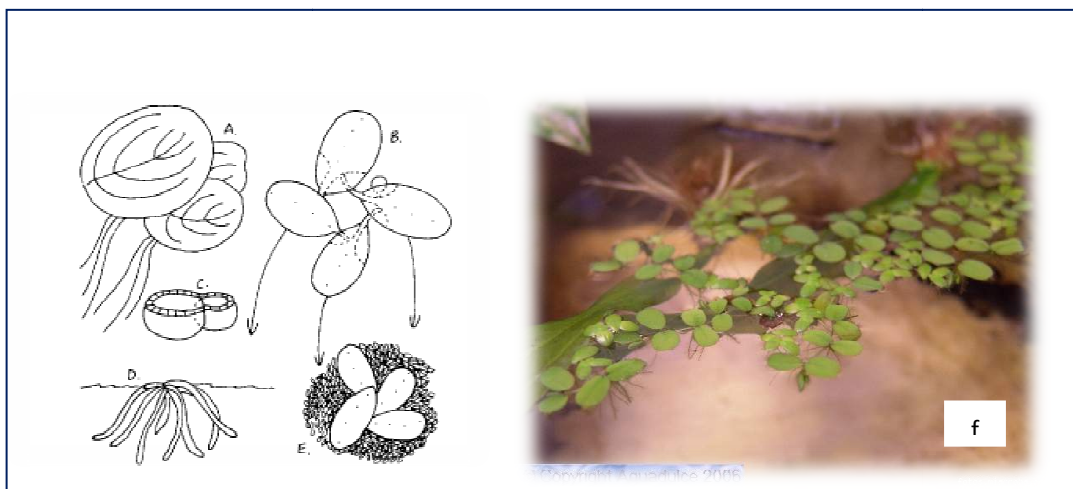
É importante ressaltar que para o sucesso do tratamento de efluentes com lemnáceas, é necessário um rigoroso manejo e monitoramento da biomassa, pois com o envelhecimento das folhas, os nutrientes absorvidos retornam à coluna d'água (JOURNEY *et al.*, 1993). Este mesmo autor revela que o manejo em populações de lemnáceas é simples e pode ser efetuado manualmente

com auxílio de telas. Porém o maior destaque quando se compara outros sistemas de tratamento é a produção de uma biomassa de excelente qualidade nutricional, formada pelas lernas.

### 3.7.1. O QUE SÃO LERNAS OU LENTILHAS D'ÁGUA

A família lemnácea é representada pelas menores plantas vasculares do mundo, sendo frequentemente confundidas com algas (JOURNEY *et al.*, 1993). Porém, são macrófitas (vegetais superiores) de hábito aquático, possuidoras de sistema vascular e produzem flores e frutos. Esta família encontra-se em diversos climas, com exceção das regiões desérticas ou permanentemente congeladas. Apesar de tolerarem temperaturas muito baixas (inclusive sobrevivendo ao congelamento), estas se desenvolvem melhor em regiões quentes.

Devido ao tamanho diminuto de suas flores e à simplicidade estrutural, a taxonomia desta família é difícil e diverge entre os autores. Foram descritos cinco gêneros: *Lemna*, *Wolffia*, *Landoltia*, *Spirodella*, *Wolffiella* (LANDOLT *et al.* 1987). Dentre estes gêneros, *Lemna* e *Spirodella* são os mais conhecidos e utilizados nos tratamentos de esgotos.



**Figura 2:** (a): *Spirodella*; (b): *Lemna*; (c): *Wolffia*; (d): *Wolffiella*; (e): *Lemna* com *Wolffia*. (f) *Lernas* em habitat natural. **Fontes:** Journey *et al.*, 1993;. **Fonte:** www.islajardin.com

### 3.7.2. MECANISMOS DE TRATAMENTO DE ESGOTO EM LAGOAS DE LEMNAS

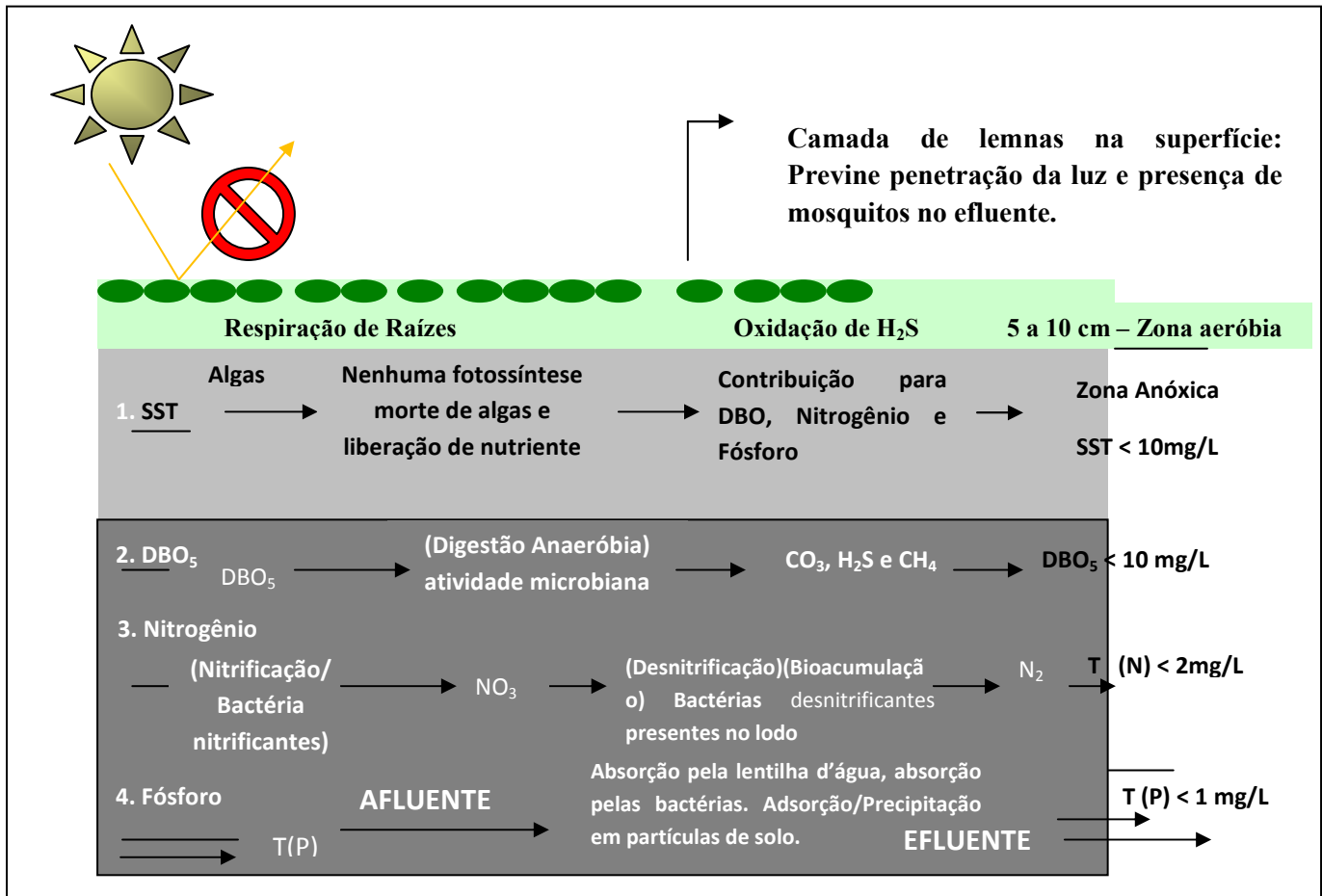
O mecanismo básico empregado pelo sistema de lemnas consiste em cultivar várias espécies no esgoto que requer tratamento. As plantas atuam como um filme que absorve nutrientes, principalmente fósforo, cálcio, sódio, potássio, magnésio, carbonato e cloreto de sódio. A depleção dos nutrientes diminui o metabolismo das lemnas, e estas começam a tratar maior quantidade de efluente em busca de nutrientes.

No processo elas absorvem virtualmente grande parte dos compostos químicos presentes no efluente. Por isso, as lemnas colhidas contêm até 45% de proteínas (peso seco) e podem ser usadas como componente protéico de vários alimentos animais (MOHEDANO, 2004).

O tratamento gera um efluente de alta qualidade que reduz a influência de substâncias prejudiciais (como nitrogênio e fósforo) em corpos receptores de água. O efluente de sistemas de lagoas de lemnas contém poucas combinações de substância orgânicas, assim o efluente final pode ser clorado sem produção de combinações de trihalometanos carcinogênicos (VAN DER STEEN *et al*, 2003).

Segundo Van der Steen *et al*. (2003) sistemas de lagoas de estabilização que utilizam as lentilhas d'água aumentam a remoção de nutrientes pela assimilação direta de componentes orgânicos, como carboidratos e aminoácidos. Alguns fatores que influenciam a remoção destes compostos são: a quantidade de substrato suficiente para o crescimento das bactérias na superfície das lagoas, a mudança de condições físico-químicas da água e a possibilidade de remoção direta de pequenos elementos orgânicos por bactérias heterotróficas.

Mesmo assim o papel das lemnas na remoção de matéria orgânica não é claramente compreendido, o que remete os pesquisadores à busca de novas respostas através de estudos como este. A seguir, apresenta-se um esquema resumido dos principais processos que ocorrem em lagoas de macrófitas



**Figura 3:** Principais fenômenos que ocorrem em lagoas de lemnas. Adaptado de Polisel (2003).

A lagoa de lemnas possui três camadas diferenciadas que atuam no tratamento do esgoto afluente: a zona **aeróbia** (de 5 a 10 cm abaixo da manta de lemnáceas), a zona **anóxica** e a zona **anaeróbia**. Na zona aeróbia, a matéria orgânica é oxidada por bactérias aeróbias que utilizam o oxigênio atmosférico transferido pelos microrganismos presentes nas raízes das lemnáceas. Nesta camada que contém as lemnas também ocorre a oxidação de H<sub>2</sub>S para a atmosfera (SMITH & MOELYOWATI, 2001)

Nestas lagoas, os mecanismos de nitrificação (oxidação de formas reduzidas, como amônia) e desnitrificação (redução das formas oxidadas de nitrogênio, como nitrato) acontecem nas zonas anóxicas onde o nitrogênio orgânico é decomposto por bactérias anaeróbias (geralmente *Pseudomonas* sp.). A matéria orgânica presente no fundo dos tanques (camada anaeróbia)

também é decomposta por bactérias anaeróbias, que produzem gases como dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), sulfeto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S) e metano (CH<sub>4</sub>) (METCALF & EDDY, 1991).

Para uma explicação mais detalhada dos processos que ocorrem nestes sistemas convém entender quais enfoques devem ser avaliados para a implantação dos tratamentos de lagoas de lemnas. Alguns parâmetros referentes à remoção de nutrientes, presença de microrganismos nas raízes, DBO, DQO, coliformes fecais, condutividade elétrica, pH e sólidos suspensos voláteis também serão delineados em seguida.

### 3.7.3. ASPECTOS DA IMPLANTAÇÃO DE SISTEMAS DE LAGOAS DE LEMNAS OU LENTILHAS D'ÁGUA

#### **- Características de Tanque e Vazão**

Não existem valores exatos de profundidade que levam a um aumento do desempenho do tratamento, mas é preferível a utilização de tanques rasos, o que aumenta a área requerida. Segundo Smith & Moelyowat (2001), as profundidades entre 0,6 e 1,5 m são mais indicadas para minimizar diferenças de temperatura ao longo da coluna d'água. Embora ainda existam diferentes idéias sobre a temperatura requerida para o crescimento das lemnáceas sua produção diminui em temperaturas abaixo de 17°C e acima de 35°C.

Segundo Zirschky & Reed, (1988) *apud* (TAVARES, 2004), os tanques para cultivo de lemnáceas devem ser construídos com uma alta proporção entre comprimento e largura (maior que 10) para aumentar condições de fluxo contínuo e simplificar a coleta da biomassa sendo uma velocidade horizontal de 0.1m/segundo apropriada para prevenir qualquer alteração na camada superficial de lemnas (EDWARDS, 1992).



## **- TDH**

O TDH influencia no desempenho do tratamento, na produção das lemnas e seu nível de proteína. O tempo de detenção hidráulica para a remoção da matéria orgânica de um efluente doméstico proveniente de lagoas facultativas depende da concentração de DBO inicial. Geralmente um TDH de 10 a 20 dias é aceitável para reduzir a DBO para 30 ou 20 mg/L.

Quanto mais alto o TDH, maior é a eficiência do tratamento em reduzir patógenos, mas isso pode favorecer condições anaeróbias e diminuir o valor protéico das lemnas (SMITH & MOELYOWATI, 2001). As eficiências de remoção de DBO, DQO, sólidos suspensos, amônia, fosfato e remoção de patógenos podem ser estimadas com base no tempo de detenção, profundidade e composição do efluente.

## **- Remoção de nutrientes**

A remoção de nutrientes em lagoas de lemnas acontece parcialmente pela conversão/utilização destas moléculas para reprodução de novas plantas. Por isso a coleta da biomassa das lagoas de tratamento é essencial para que haja espaço para o crescimento de novas plantas. Polisel (2005) avaliou que a lagoa com lentilha d'água alcançou a eficiência de 39,7% de redução de nitrogênio amoniacal, contra 22,9% da lagoa de maturação convencional.

Oron (2004), em suas pesquisas encontrou resultados aproximados em um sistema de lagoas em série utilizando lentilha d'água, operando sob temperatura média anual de 27°C e elevada insolação, que obteve redução de 53% de nitrogênio amoniacal. As plantas da família *Lemnaceae* têm grande capacidade em absorver principalmente nutrientes na forma de amônia e fosfato. Estas plantas são exigentes em relação a nutrientes, principalmente fontes de nitrogênio e fósforo

O amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) é a forma mais utilizada de fonte de nitrogênio pelas espécies de lemnas. A fonte de amônia para as lemnas origina-se da fermentação da matéria orgânica por bactérias anaeróbias. Estas bactérias utilizam primeiramente toda amônia disponível antes de começar a assimilar o nitrato, e aparentemente crescem mais rápido em presença de amônia, diferente das algas unicelulares que preferem nitrato. A remoção do nitrogênio ocorre pela absorção direta da

planta (até 50%), pela ação de microrganismos fixados nas raízes e pela volatilização da amônia (ZIMMO, *et. al.* 2003.).

Segundo Oron (1984), os íons amônia (NH<sub>3</sub>) em altas concentrações podem inibir o crescimento das lemnas. Esta forma (não ionizada) é lipossolúvel e, portanto, penetra mais facilmente nas membranas celulares o que causa danos às plantas. Neste caso, o autor relata que os valores de pH devem permanecer abaixo de 8 e a concentração total de amônia não deve exceder 50 mg/l para que o crescimento da lemnáceas não seja afetado.

Já a remoção de fósforo ocorre através da absorção pela lentilha d'água, absorção pelas bactérias, adsorção em partículas de argila, precipitação química e remoção do lodo. O conteúdo de fósforo das lemnas relaciona-se diretamente à quantidade de fósforo no esgoto efluente tratado. Segundo Al-Nozaily *et al.* (2000), parte dos nutrientes do esgoto sanitário é convertido em proteínas da própria biomassa da lentilha d'água e removidas do sistema com a colheita da planta. A lemna possui capacidade de remoção de fósforo da ordem de 0,9 kg/ha/dia.

Dalu & Ndamba (2003) avaliaram lagoas de estabilização em presença de lemnas no tratamento de esgotos domésticos em Zimbabue e verificaram que os níveis de nitrato apresentaram uma remoção acima de 70%, em comparação ao afluente. Um leve aumento nos níveis de nitrato foi observado durante a estação de chuva. Este incremento pode ter ocorrido devido aos meses de chuvas, que “lavaram” as lagoas e provavelmente carregaram uma grande quantidade de resíduos orgânicos, acumulados no lodo durante o verão.

#### **– Salinidade e influência dos ventos**

As lemnas são encontradas em corpos de água doce ou com pouca salinidade (< 4g/L). Os sistemas devem ser protegidos de ventos fortes e preferencialmente sem correntezas. Deve-se minimizar a ação dos ventos para evitar que as lemnas cresçam em outros lugares que não sejam de interesse. É importante adotar medidas para impedir que espécies de lemnas não nativas provoquem impacto ambiental negativo na região das lagoas experimentais, infectando outras lagoas de tratamento, bem como de propriedades vizinhas. Além da ação de ventos deve-se ter

precaução quanto à presença de animais que possam habitar as lagoas como patos e pássaros utilizando-as como fonte de alimento, dispersando-as para outros locais.

### – Oxigênio dissolvido

Uma cobertura completa da superfície da lagoa de lemnas pode limitar a livre difusão de oxigênio do ar para a água. A aderência da camada de biofilme (população bacteriana) na planta submersa também pode consumir mais oxigênio ao passo que favorece a mineralização da matéria orgânica. Outra hipótese é de que as lemnas possam suprir oxigênio do efluente pelo transporte do oxigênio atmosférico à zona de raízes (DALU & NDAMBA, 2003).

### - pH

No trabalho de Zimmo *et al.* (2003) observou-se o balanço de massa do nitrogênio em lagoas de estabilização piloto de algas e de lemnas, comparando-as. A camada de lemnas alterou o pH desta lagoa, que resultou em baixos valores. Este é um dos principais fatores que afetaram a volatilização da amônia nas lagoas de lemnas. O autor demonstrou que na volatilização das duas lagoas, a taxa de remoção mais alta foi de  $\text{NH}_4^+$ - N em lagoas de algas, durante o período experimental. Oron (2004) avaliou a utilização de *Lemna gibba* em *wetlands* para tratamento de efluentes domésticos em Israel e demonstrou que o pH no efluente destas lagoas apresentou-se entre 6,9 e 7,4. O autor demonstrou que nesta faixa de pH a amônia, na sua forma de íon  $\text{NH}_4^+$ , foi mais abundante nas plantas. Isto comprova que estes íons são mais facilmente removidos pelas lemnas sem necessidade de metabolização.

O autor avaliou ainda a concentração de proteínas nas plantas de acordo com a concentração de NTK, que se apresentou relativamente alta. A taxa de concentração de proteína foi de  $26,8 \pm 3,7\%$  nas lagoas de lemnas. Observou também que a remoção de carga orgânica apresentou correlação linear com a carga orgânica e o nitrogênio contido nas plantas. Concluiu-se que a remoção de nutrientes pelas plantas depende da carga de nitrogênio e fósforo do tratamento, da temperatura da água e de processos que ocorrem mais na superfície do que na coluna de água, como a remoção de matéria orgânica.

### **- DBO e DQO em lagoas de lemnas**

As cargas volumétricas das lagoas de lemnas são calculadas através da DQO e DBO avaliando-se os processos biológicos que ocorrem no sistema. De acordo com Mandi (1994), estas macrófitas toleram uma concentração máxima de 300 a 500 mg/L de matéria orgânica.

Os estudos de Oron *et al.* (1998), apontam que a lentilha d'água pode melhorar o desempenho de lagoas terciárias à medida que contribui diretamente para o processo de tratamento de esgoto sanitário pela assimilação direta de componentes orgânicos simples, tais como carboidratos simples e vários aminoácidos.

Polisel *op. cit* (2005) demonstrou que a DQO efluente da lagoa de estabilização com lemnas apresentou redução de 21,5% para o TDH de dois dias, enquanto a lagoa de maturação convencional (TDH de seis dias) apresentou uma redução de DQO de 15,8%. Demonstrou-se, para este parâmetro, a eficiência de remoção superior da lagoa com lemnas para as condições estabelecidas neste estudo.

Dalu & Ndamba (2003) conduziram um experimento que utilizou uma lagoa facultativa modificada em presença de lemnas. Os resultados demonstraram que os níveis de DBO foram geralmente mais baixos no inverno do que no verão, indicando que em temperaturas maiores a quantidade de oxigênio requerido aumenta por prover maior atividade biológica na lagoa aeróbia. A eficiência de remoção de DBO neste estudo variou entre 30% e 50% e de DQO uma remoção de  $70,6 \pm 9,5\%$ . Sabe-se, porém que a remoção de DBO ocorre principalmente em lagoas anaeróbias e em menor extensão em lagoas facultativas e de maturação que adotam sistemas de lemnáceas.

### **– Evaporação e Condutividade elétrica**

O aumento da concentração de sais em sistemas com lemnas aumenta valores de condutividade, podendo afetar o equilíbrio ecológico destes sistemas. Isto acontece, pois as frondes das lemnas ficam em contato com a água o que possibilita a transferência de calor para a superfície, o que proporciona melhores condições para evaporação, devido ao aquecimento da superfície da lâmina d'água (DALU & NDAMBA, 2003)

Os níveis de condutividade em sistemas com lemnas apresentaram-se dentro do limite normal ( $< 1000 \mu\text{S}/\text{cm}$ ), com uma redução em relação ao afluente de 60%. Este parâmetro, entretanto não traz uma indicação de como estes íons podem estar presentes, o que se sabe é que os altos níveis de condutividade podem indicar uma grande concentração de íons minerais no efluente, o que pode ser um problema para a sua remoção durante o tratamento (DALU & NDAMBA, 2003)

#### **– Coliformes fecais**

Segundo Oron (2004) a remoção de coliformes fecais ocorre em menor proporção em lagoas com lemnas, quando comparado às lagoas de maturação convencionais. Ao provocar o sombreamento na lagoa, as lemnas impedem a penetração de raios solares, o que reduz bruscamente a capacidade do sistema em promover a desinfecção, sendo então necessária uma pós-infecção afim de que se garantam valores reduzidos de patógenos.

Os resultados obtidos por Polisel (2005) demonstraram a ineficácia do sistema de lagoa com lentilha d'água no processo de desinfecção com valores médios de coliformes fecais (NMP) no afluente de  $5,6 \times 10^5$  e no efluente de  $5,4 \times 10^5$ , sem qualquer alteração logarítmica.

### **3.7.4. PRODUÇÃO DE BIOMASSA E VALOR NUTRICIONAL DAS LEMNÁCEAS**

Os fatores que influenciam a produção de lemnáceas são: concentração de nutrientes, oxigênio dissolvido, salinidade, efeitos do vento, pH e densidade de plantas. As lemnas se reproduzem rapidamente e dobram em número de frondes (folhas) entre dois a quatro dias e segundo Hancock & Buddhavarapu (1993), em condições ideais (alta concentração de nutrientes, elevada luminosidade e temperatura) as lemnas podem dobrar em massa de três a quatro dias e cobrir completamente a superfície da água.

Em experimento realizado por Van der Steen (1998) em uma lagoa experimental da cidade de Negev em Israel, verificou-se que a cada cinco dias a biomassa das lemnas dobrava de volume. Ou seja, quando se manteve a frequência de retirada de 50% da biomassa de cinco em cinco dias o sistema manteve a mesma densidade de matéria.

A concentração ótima de nitrogênio para o crescimento de lemnáceas encontra-se entre 15 e 60 mg/L, sendo que as plantas devem ser coletadas 2 a 3 vezes por semana (SMITH & MOELYOWATI, 2001). Segundo Alaerts *et. al.*, (1996), a produção dos sistemas de lemnáceas em Bangladesh é de 4.5 a 5.0 gr/m<sup>2</sup>/d. A taxa de crescimento relativo e produção das lemnáceas são estimadas em 0.12 a 0.3 por dia e 5 a 10 g/m<sup>2</sup>/d, respectivamente.

Polisel (2005), em seu trabalho relatou uma produção média de 0,14 < kg/m<sup>2</sup>/dia e de peso fresco correspondente a 504 ton/ha/ano. A redução de biomassa após secagem em grade suspensa ao sol durante uma dia foi da ordem de 75%. Já a produtividade das lemnas após secagem ao sol, resultou em 0,035 kg/m<sup>2</sup>/dia o que equivale a 126ton/ha/ano.

### 3.7.5. PRESENÇA DE MICRORGANISMOS NAS RAÍZES DAS LEMNAS (*LEMNACEAE*)

Poucas referências relatam uma metodologia específica que esclareça a participação de microrganismos no depuramento dos efluentes pelas lemnas. Zuberer (1983) em seu trabalho de identificação de microrganismos nas raízes de *Lemna minor* L. e da espécie *Spirodela oligorhiza* observou que a superfície destas macrófitas, incluindo raízes e frondes, foram colonizadas por bactérias e cianobactérias, algas verdes, diatomáceas e ocasionalmente, protozoários. Estas se

apresentaram agregadas firmemente às raízes, com a formação de uma camada mucilaginosa comumente observada em outras macrófitas aquáticas e terrestres. Os efeitos do crescimento microbiano na rizosfera (raízes verdadeiras) ou nas raízes mais próximas às frondes (rizoplano) apresentaram uma forte correlação à fixação de nitrogênio através de simbiose ou com a produção de reguladores de crescimento das plantas pela microflora associada.

Hossel & Becker (1979) consideraram números de bactérias associadas com as frondes da *Lemna* spp, crescendo em um rio em *Great Britain*. Utilizando método de contagem direta no microscópio óptico estes autores estimaram populações bacterianas da superfície das frondes que chegaram a aproximadamente  $9 \times 10^6$  bactérias  $\text{cm}^{-2}$ . Coler & Gunner (1969) avaliaram em seus estudos taxas significantes de redução de acetileno e os números de organismos diazotróficos associados com as camadas de lemnas indicaram que estas foram colonizadas efetivamente por microrganismos diazotróficos.

Zuberer (1983) afirma em seu estudo que a mucilagem na superfície das raízes apresentou várias camadas de células evidenciadas pela mudança de profundidade do campo e observaram células microbianas “manchadas”. As algas e cianobactérias epifíticas foram detectadas com o uso da epifluorescência. Ele afirma que a manta de lemnas é realmente um habitat complexo e heterogêneo dos microrganismos.

Em outra linha de pesquisa Hasar & Obek (2001), sugerem que a macrófita *Lemna minor* seja uma potencial acumuladora de elementos traços de cádmio acumulando-o em até 14.000 mg/kg. Portanto, estas plantas podem ser uma boa escolha para projetos de fitorremediação, devido à sua rápida taxa de crescimento e facilidade de colheita. Poucos são os estudos em sistemas aquáticos que envolvam a captação de metais na rizosfera e rizoplano (frondes) das lemnas.

Observa-se um importante efeito no ambiente aquático das rizosferas, demonstrando que a atividade microbiana ao redor destas raízes da *Lemna minor* foi maior que ao redor de superfícies inertes (biofilmes artificiais) (COLER & GUNNER, 1969).

Em seus estudos Stout & Nüsslein (2004), investigaram a hipótese que a captação de elementos traços pela macrófita *Lemna minor* seja influenciada pelas comunidades microbianas associadas às suas raízes. Os autores utilizaram uma análise do rRNA 16S da *Lemna minor*, avaliando as concentrações de cádmio em águas contaminadas e a mudança das comunidades bacterianas da superfície e raízes das macrófitas. Os resultados indicam a dominância de  $\beta$ - proteobactérias, como *Leptothrix* e *Sphaerotillus* com habilidade para adsorver cátions devido à sua envoltura celular (camada de mucopolissacarídeos, com polaridade negativa), um importante mecanismo de defesa desses microrganismos ao meio. Essa adsorção pode manter os níveis de cádmio que entram nas plantas e diminuir as concentrações tóxicas. Outras bactérias encontradas foram as do gênero *Zooglea*, *Burkholderiales* e *Rhodocyclales*, também conhecidas por sua habilidade em ligar metais pesados na sua matriz de polissacarídeos, características importantes para atuação em processos de biorremediação e tratamento de águas residuais.

#### **- Sólidos**

De acordo com Von Sperling (1996) em lagoas de estabilização é normal ocorrer um incremento na concentração de SSV devido ao aumento de algas que são sintetizadas a partir da luz solar e nutrientes orgânicos presentes na massa líquida. Por isso os sólidos suspensos são utilizados como indicadores da densidade de algas, sendo uma “ferramenta” de controle para avaliação das condições de operação de ETE's.

No estudo de Polisel (2005), verificou-se uma redução de 31% de SSV em lagoas de lemnas, porém sua coloração apresentou-se diferente das lagoas de maturação. Enquanto a lagoa de maturação estava esverdeada, as lagoas de lemnas possuíam cor acinzentada. O autor concluiu que os sólidos das lagoas de lemnas originavam-se do material desprendido da biomassa durante o manejo. Mesmo assim, a eficiência de remoção comparada à lagoa convencional foi superior.

Quando se tem limite restrito para lançamento de efluentes, os sistemas de lagoas de estabilização em série não são capazes de atingir o desempenho necessário. Esse baixo desempenho ocorre principalmente devido à elevada presença de algas. O tratamento terciário empregando a lentilha d'água pode ser utilizado como pós-tratamento ao impedir a penetração da luz e provocar a morte



das algas, melhorando, portanto o desempenho dos sistemas (HANCOCK & BUDDAVARAPU, 1993).

Os trabalhos de Dalu & Ndamba (2003) obtiveram uma taxa de remoção para SST de  $77,7 \pm 16,3\%$ . Neste estudo, o sistema de tratamento foi montado em fluxo contínuo para aumentar a eficiência hidráulica e promover uma maior remoção de sólidos suspensos, bem como de DBO.

A utilização das lagoas de lemnas no tratamento de águas residuais domésticas atualmente vem sendo difundida devido à sua aplicabilidade em pequenas comunidades, seu baixo custo e facilidade de operação. Estas macrófitas possuem em suas raízes e frondes comunidades microbianas que formam uma manta ou um filme e que junto com outros parâmetros operacionais são responsáveis pela fixação de nutrientes e a conseqüente depuração dos efluentes.

O mesmo princípio se estabelece nas lagoas com biofilmes, que utilizam o perifiton para a síntese da matéria orgânica por seu papel primário na cadeia alimentar. Grande parte das investigações sobre os produtores primários ainda se concentram nas comunidades fitoplanctônicas, tanto em escala mundial (LOWE, 1996) como no Brasil (ROUND & BICUDO *et al.*, 1995). Portanto, tornam-se fundamentais novos estudos que enfoquem trabalhos tanto referentes à presença de lemnas como de biofilmes no tratamento de águas residuárias.

### **3.8. LAGOAS DE MATURAÇÃO COM BIOFILMES**

As pesquisas acerca das lagoas de estabilização modificadas em presença de biofilmes são desenvolvidas para avaliar principalmente a remoção de nutrientes, matéria orgânica e patógenos. Os tipos de substratos e as técnicas de exposição de substratos artificiais variam com os objetivos dos estudos, com o tipo de ambiente aquático, e com as características hidrológicas das massas de água onde se realiza a exposição. Por se tratar de estudos quantitativos, os substratos devem possuir formato que facilite medir sua área e apresentar superfície de adesão que permita a remoção de todo perifiton (SCHWARZBOLD, 1990).

Apesar das críticas quanto à utilização de substratos artificiais devido à seletividade que certos organismos possuem por determinado tipo de suporte, sabe-se que a composição perifítica de substratos artificiais é similar qualitativamente à comunidade natural e, portanto passíveis de aplicação em novos estudos que envolvam a utilização de biofilmes (SLADEKOVÁ & DOR, 1970).

### 3.8.1. O QUE SÃO BIOFILMES

Um substrato artificial é um habitat vazio, sujeito à colonização pelo perifíton, constituindo superfícies uniformes, que permitem estimativas quantitativas após a colonização (PANITZ, 1980). Os substratos artificiais quando utilizados para a fixação de microrganismos são chamados de biofilmes, sendo avaliados quanto à taxa de crescimento e à taxa de biomassa fixada, bem como à estimativa do metabolismo do perifíton. Também podem ser utilizados para estudos comparativos entre diferentes cursos d'água e para estudos da eficiência da dinâmica de colonização do perifíton (WATANABE, 1990).

A expressão *biofilme* é utilizada em substituição ao termo perifíton, utilizado pela primeira vez por Behning (1928) para definir as comunidades de algas que crescem em substratos artificiais. Já Wetzel (1983), definiu o perifíton como sendo uma comunidade de algas, bactérias, protozoários, detritos orgânicos e inorgânicos, agregadas a um meio suporte orgânico ou inorgânico, vivo ou morto.

Os estudos sobre perifíton em ecossistemas aquáticos naturais desenvolvem-se tanto em substratos naturais: folhas de plantas, troncos caídos na água, como em artificiais, placas de vidro, madeira, acrílico, PVC, lata, etc. Para Bento (2005), um dos maiores problemas em relação aos substratos naturais é o emprego de um método satisfatório para a determinação de sua área.

Outros trabalhos como de Costa *et al.* (2003) tiveram como objetivo geral estudar o comportamento do reatores biológicos utilizando diferentes materiais suporte, com diferentes cargas orgânicas aplicadas, no tratamento de esgoto sanitários.

Sabendo destas propriedades e características dos biofilmes artificiais, muitos autores avaliam sua possibilidade de utilização no tratamento de águas residuais. Faz necessário primeiramente compreender quais microrganismos estão presentes nestes substratos e como estes atuam e respondem aos diferentes estímulos do ambiente

### 3.8.2. SUCESSÃO ECOLÓGICA DO PERIFÍTON OU BIOFILME

O perifíton "verdadeiro" compõe-se de organismos fixos, imóveis e adaptados à vida sésil. Isto acontece através de rizóides, pedúnculos gelatinosos, entre outros órgãos de fixação. Já o "pseudo" perifíton, é constituído de organismos frouxamente aderidos, que vivem associados sem fixar-se ao substrato (MOSCHINI-CARLOS, 2003).

Para entender o fenômeno de colonização e sucessão temporal de organismos do perifíton sobre substratos artificiais ou naturais é imprescindível conhecer não só as estratégias de cada espécie, bem como a relação entre a abundância dos táxons presentes, em diferentes momentos do processo e as variações dos principais parâmetros abióticos como transparência da H<sub>2</sub>O, temperatura (°C), pH, OD (mg/L) e concentração de nutrientes (mg/L) (MOSCHINI-CARLOS, 2003).

Sob o ponto de vista ecológico, independente do ecossistema em que ocorra, considera-se sucessão como sendo uma série de mudanças que envolvem a estrutura das espécies e processos da comunidade ao longo do tempo.

Quando não é interrompida por forças externas, a sucessão é direcional e, portanto, previsível. Ela resulta da modificação do ambiente físico pela comunidade e de interações de competição e coexistência entre as populações, embora os fatores abióticos determinem o padrão e a velocidade de sucessão, interferindo inclusive como fatores limitantes a essas mudanças (ODUM, 1983).

Segundo este autor características estruturais de uma comunidade, tais como diversidade específica, riqueza de espécies e uniformidade tenderão a valores altos em estados maduros de sucessão. De modo geral, as espécies pioneiras que colonizam substratos artificiais são aquelas

que possuem propágulos abundantes disponíveis na água, no local e no momento em que as superfícies são posicionadas ou se tornam disponíveis para a colonização (STEVENSON,1996).

As primeiras espécies alteram a natureza física ou química do substrato, o que facilita a invasão por outras espécies, perdurando até serem substituídas por um melhor competidor (ODUM,1983).

Cattaneo *et. al.* (1979), desenvolveram pesquisas com substratos artificiais em ambientes lóticos na Itália onde utilizaram os seguintes parâmetros para avaliar os biofilmes: clorofila *a*, peso seco, porcentagem de carbono e nitrogênio e alguns índices ecológicos, como o de diversidade. Alcançou-se no período de quatro semanas valores máximos para esses indicadores, considerando-se, portanto que a comunidade perifítica atingiu a maturidade em quatro semanas de colonização. Conforme Tuchman & Stevenson (1991), em um processo de colonização perifítica participam diatomáceas que formam talos, clorofíceas filamentosas e algas cianofíceas formando um verdadeiro dossel, de acordo com a figura 4.

Para Korte & Blinn (1983), na maioria dos emaranhados que se desenvolvem no perifíton dominam diatomáceas como células basais servindo de matriz para o desenvolvimento inicial do processo de colonização.

Como a densidade das células aumenta na matriz, os micro-habitats internos são grandemente alterados, induzindo a uma série de eventos que culminam num desprendimento do emaranhado para fora do substrato. O aumento da densidade das células na base do “emaranhado” cria uma camada de organismos desde a base até a superfície (dossel) do biofilme. A formação deste gradiente de células no biofilme limita os recursos utilizados pelos organismos na base. Então, uma quantidade alta de luz e uma remoção rápida de nutrientes ocorrem no dossel (JORGENSEN, 1977), ao contrário das células da base do substrato que recebem pouca luz e poucos nutrientes.

Inicialmente, a resposta das algas perifíticas à diminuição da iluminação, consiste em um aumento dos fotopigmentos que teoricamente permitirão que estas algas aumentem sua capacidade de seqüestrar a luz num ambiente escurecido (HUDON *et al*, 1987)

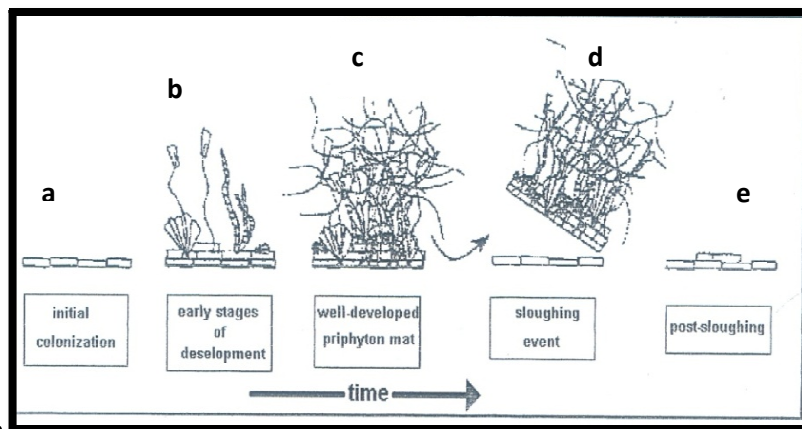


Figura 4

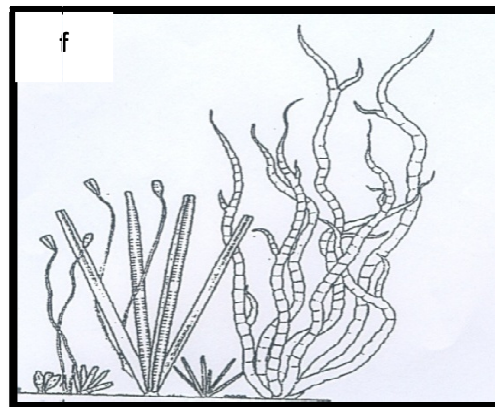
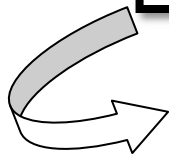


Figura 4

**Figura 4:** Desenvolvimento do biofilme ao longo do tempo: **(a)** Início da colonização (bactérias no substrato); **(b)** Estágio inicial da colonização por *Navicula sp.*, *Gomphonema parvulum*, *Gomphonema olivaceum*, *Fragilaria sp.* **(c)** Células perifíticas bem desenvolvidas: *Synedra sp.*, *Nitzchia sp.*, *Stigeoclonium sp.* **(d)** Desprendimento do substrato. **(e)** Pós-desprendimento. **(f)** Detalhe do biofilme estabelecido. Fonte: Teixeira (2003), Tuchman (1996) e Hoagland *et al.* (1982).

Segundo Bento (2005), numerosas condições afetam a estrutura do biofilme, tais quais: as propriedades da superfície e da interface do suporte, a disponibilidade de nutrientes, a composição da comunidade microbiana e a hidrodinâmica. Em ambientes aquáticos naturais as bactérias são encontradas, predominantemente formando biofilmes. A vantagem desta condição seria uma maior proteção das células sésseis, através da produção de exopolímeros que confere proteção física e química aos organismos que compõem o filme biológico.

Outra importante vantagem na formação dos biofilmes pelos microrganismos seria a maior disponibilidade de nutrientes e a cooperação metabólica das microcolônias, dependente da relação ecológica entre as células.

### 3.8.3. UTILIZAÇÃO DOS BIOFILMES NO TRATAMENTO DE ESGOTOS

No tratamento de efluentes um bom substrato deve servir para a fixação e crescimento de uma comunidade representativa de organismos e também permitir uma coleta rápida. Sua disposição deve ser preferencialmente numa posição vertical (NEAL, 1967).

Segundo Teixeira (2003), entre os principais atributos que tornam as algas perifíticas organismos ideais para se empregar no monitoramento e estudos da qualidade de águas residuais destacam-se:

- 1) as algas perifíticas são autótrofas e, portanto, constituem-se a base das cadeias alimentares dos ecossistemas aquáticos. Assim, qualquer influência neste nível trófico pode influenciar profundamente o resto das comunidades aquáticas;
- 2) os índices de poluição baseados na composição de diatomáceas têm resultado em previsões mais válidas do que aquelas baseadas em protozoários e macroinvertebrados, pois fornecem respostas diretas aos poluentes orgânicos (PANITZ, 1980);
- 3) as algas perifíticas são sésseis e, portanto não podem “evitar” os poluentes potenciais através da migração ou outros meios. Assim, respondem mais rapidamente às mudanças abióticas ocorridas na água (LOWE & PAN, 1996 & PLANAS *et al.*, 1998);
- 4) o perifíton encontra-se menos sujeito à ação de correntes e movimentos da água, podendo constituir-se em melhores indicadores biológicos da qualidade de água do que do próprio plâncton (TEIXEIRA, 1996);
- 5) em muitos ecossistemas o perifíton pode contribuir com cerca de 70% a 80% de matéria orgânica para a produtividade total (WETZEL, 1975).;

6) as algas perifíticas apresentam ciclos de vida relativamente curtos. Algumas espécies podem se dividir mais de duas vezes diariamente o que proporciona respostas rápidas às mudanças nas condições ambientais (KINGSTON *et al.*, 1983);

7) a comunidade perifítica pode ser utilizada no pré-tratamento de águas residuárias, face a sua capacidade de remover nutrientes (SLADECOVÁ, 1962).

Muitas variantes do tratamento de esgotos utilizam-se da formação microbiana em biofilmes, dentre eles: os biofiltros, os biodiscos e os *wetlands*, devido à maior resistência às variações de carga, aos compostos tóxicos e às variações ambientais dos biofilmes quando comparados aos microrganismos em suspensão. Adicionalmente, a fixação microbiana em suportes, aumenta o tempo de detenção celular e conseqüentemente a eficiência do processo de tratamento. (BENTO, 2005).

A formação dos biofilmes em reatores de tratamento de esgotos resulta de processos físicos, químicos e biológicos, os quais são caracterizados pela seqüência de eventos descritos na figura 5. As moléculas orgânicas presentes no efluente são adsorvidas no meio suporte bem como parte dos microrganismos, que ficarão aderidos por um período finito de tempo. Estes microrganismos se multiplicarão utilizando-se dos nutrientes presentes na fração líquida, o que aumenta a presença de células e subprodutos que serão responsáveis pela aderência de novas células, formando um aglomerado no biofilme.

#### 3.8.4. CLASSIFICAÇÃO DO PERIFÍTON PARA UTILIZAÇÃO EM SISTEMAS DE TRATAMENTO

O autor Lakatos (1989) classifica o perifiton de acordo com a quantidade de massa seca, cinzas e clorofila *a*, parâmetros que indicam das características tróficas do ambiente aquático.

#### **Clorofila *a* e Índice Autotrófico**

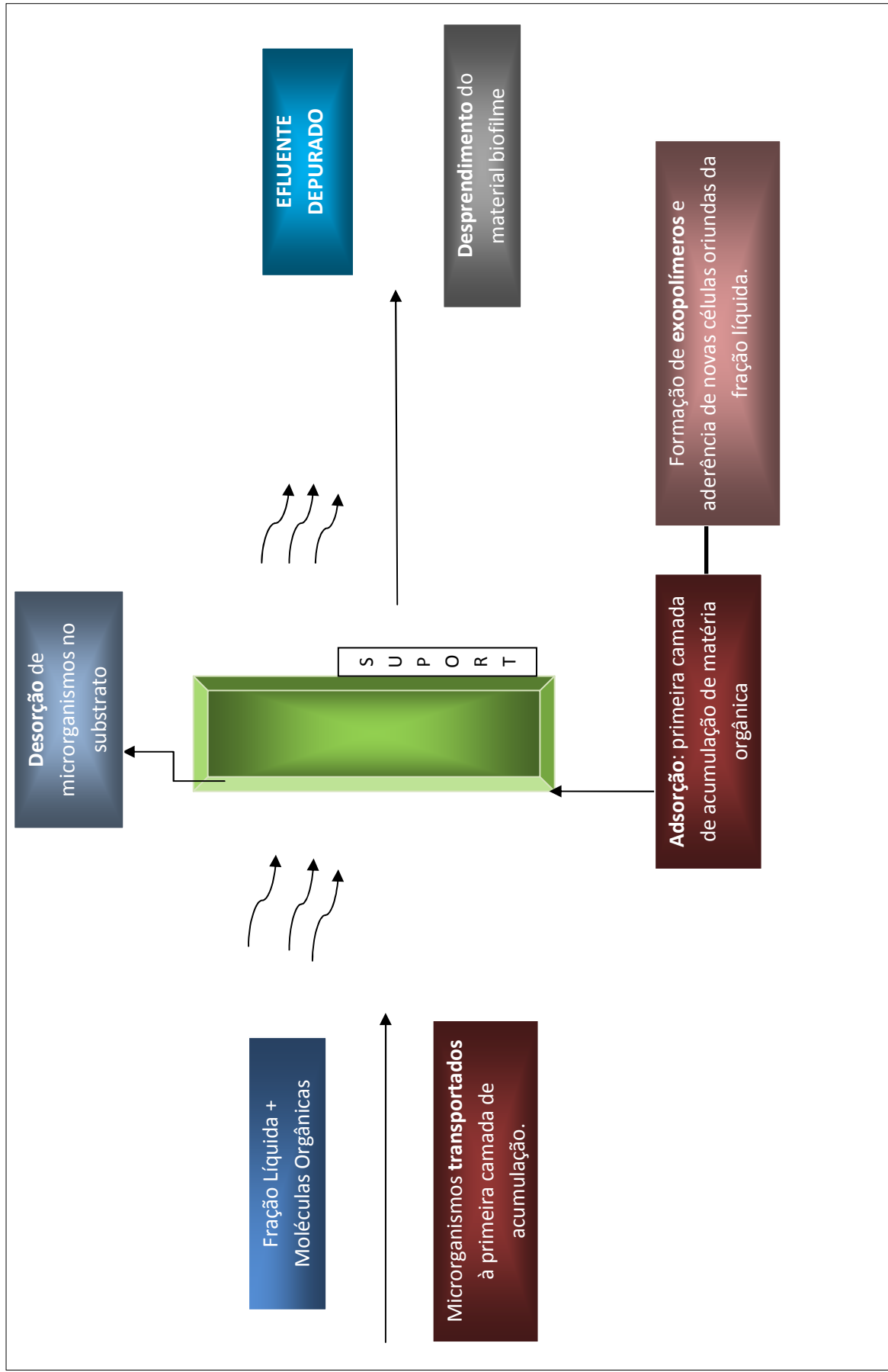
No perifiton medidas de clorofila *a* permitem quantificar a massa da população fotossintetizantes em relação às demais populações, à massa total, e em parte aos detritos agregados (SCHWARZOLD, 1990). Uma das principais razões para avaliar a biomassa da comunidade do perifiton através da clorofila *a* deve-se ao fato deste ser o único pigmento fotossintético comum a todos os grupos de algas e representar bem a abundância total dos organismos fotossintéticos.

Lakatos (1989) avalia que a relação entre massa seca algal e massa seca total acima de 0,60 indicam um ambiente perifítico autotrófico e menor que 0,10 um ambiente heterotrófico. Como se sabe, dentre os vários papéis do perifiton nos ecossistemas aquáticos destaca-se o de importante produtor primário. As medidas de clorofila são importantes na análise do perifiton, pois representam uma forma de quantificação da massa de algas no perifiton total. Já o Índice Autotrófico (IA) relaciona quantitativamente a massa autotrófica fotossinteticamente ativa com as demais massas representadas por bactérias, fungos, protozoários, pequenos animais, restos orgânicos em degradação e matéria mineral depositada (SCHWARZBOLD, 1990).

## **Cinzas**

A biomassa perifítica, segundo Lakatos (1989), quando estimada pelo conteúdo em cinzas, envolve o material predominantemente inorgânico e quando estimada pela concentração de clorofila *a*, limita-se à massa fotossintética da comunidade como um todo. Considera-se o teor de cinzas ( $\text{g/m}^2$ ) acima de 75% como perifiton inorgânico e valores abaixo de 25%, perifiton orgânico.





**Figura 5:** Desenho esquemático da formação do biofilme em reatores de tratamento de esgoto.

Rodrigues *et al.* (2005), em seus estudos avaliaram a área da planície de inundação do alto Paraná onde existe a presença de bancos de macrófitas aquáticas, que propiciam profuso desenvolvimento da comunidade perifítica.

Eles classificaram o perifíton como mais orgânico do que inorgânico para os ambientes estudados em fevereiro, maio e agosto de 2000. Neste estudo, os autores observaram que ocorreu um aumento no percentual orgânico de fevereiro para maio, com acréscimo acentuado em agosto.

### **Peso Seco ou Massa Seca**

É o peso de toda matéria viva de uma área ou volume, ou seja, o incremento de biomassa ao longo de um período de tempo, mais as perdas havidas por respiração, excreção, morte e *grazing*.

A matéria orgânica formada é o produto da fotossíntese (ou quimiossíntese) de maneira que os métodos utilizados na sua medição se apóiam em diferentes parâmetros que expressem esses incrementos: contagem e volume celular, pigmentos fotossintetizantes, peso fresco, peso seco,, entre outros (TEIXEIRA, 2003).

Moschini-Carlos & Henry (1997), calcularam índices biológicos baseados na biomassa (peso seco, conteúdo em cinzas e clorofila *a*), no perifíton em substratos artificial e natural, em experimentos numa lagoa marginal na zona de desembocadura do rio Paranapanema, na represa de Jurumirim (SP). Os autores verificaram que nos dois substratos a comunidade perifítica apresentou alternâncias entre o seu conteúdo inorgânico e orgânico, sendo caracterizada como do tipo hetero-autotrófica e heterotrófica.

No tratamento de esgotos deseja-se a manutenção do perifiton no substrato (fase de equilíbrio, quando a biomassa se mantém ao longo do tempo). No entanto, alterações nas características operacionais, tais como aumento de carga hidráulica, aumento da carga orgânica, variações de pH, OD, presença de substância tóxicas, acarretam em variações das condições operacionais (BENTO, *op cit.*,2005). Portanto, torna-se importante avaliar os principais requisitos dos sistemas baseados na presença de substratos para formação de biofilmes microbianos, através de outras pesquisas já realizadas.

### **3.8.5. ESTUDOS EXPERIMENTAIS UTILIZANDO BIOFILMES**

Nas pesquisas de Panitz (1980), analisou-se a comunidade de algas que se desenvolvem em diferentes camadas e substratos artificiais em uma represa, quanto aos aspectos básicos do processo de produção de matéria orgânica. Os resultados obtidos demonstraram que a produtividade primária dos substratos da superfície foi relativamente maior do que a dos substratos situados no fundo, porém os valores encontrados para os pigmentos totais foram bem maiores para os substratos do fundo. Os principais grupos taxonômicos encontrados foram Clorofíceas, Crisofíceas (Bacilariofíceas), Cianofíceas e, ocasionalmente, Euglenofíceas.

Segundo a autora, as flutuações apresentadas na produtividade primária e biomassa do perifiton, em cada tipo de substrato foram marcantes, ocorrendo uma periodicidade estacional definida: valores máximos no verão e outono, e mínimos no inverno. Em comparação com a comunidade fitoplânctonica, a comunidade perifítica apresentou valores de produtividade primária e de eficiência fotossintética relativamente maior, constituindo-se, portanto, numa importante fonte de matéria orgânica para o sistema.

Em estudos sobre as comunidades perifíticas Susuki (1991) avaliou a resposta da comunidade fitoplânctonica e perifítica ao enriquecimento artificial (limnocurrais) em dois períodos do ciclo hidrológico (seca e cheia). A autora avaliou as comunidades fitoplanctônicas e perifíticas, em termos de biomassa, densidade e composição florística. Os resultados obtidos indicaram que a comunidade fitoplânctonica respondeu prontamente ao incremento de nutrientes (biomassa e densidade), com alteração nas variáveis ambientais como pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, em função do aumento do metabolismo.

A mesma autora observou que a comunidade perifítica respondeu menos prontamente ao enriquecimento, provavelmente, devido às características estruturais próprias. A comunidade fitoplânctonica respondeu mais rapidamente ao enriquecimento no período de seca, provavelmente devido ao estresse de nutrientes a que ficou submetido. Por outro lado, para o perifiton a resposta ao enriquecimento foi mais acentuada no período de cheia. O perifiton provavelmente se aproveitou da disponibilidade de nutrientes dissolvidos na água.

Fernandes (1997) verificou a variação temporal da estrutura e dinâmica da comunidade perifítica em dois tipos de substratos. Os substratos utilizados foram folhas submersas de *Typha domingensis Pers* (substrato natural) e mangueiras plásticas (substrato artificial) numa lagoa natural. Detectou-se heterogeneidade espacial de diferentes pontos da lagoa explicada pela disponibilidade de nutrientes, concentração de clorofila *a* e de material em suspensão.

A autora observou ainda que a heterogeneidade temporal (verão e inverno) ocorreu devido à abertura artificial da barra de areia localizada na lagoa em questão, fenômeno este responsável pelas diferenças entre os valores de salinidade e condutividade elétrica.

Neste mesmo estudo, o fósforo foi indicado como o elemento limitante para o desenvolvimento da comunidade perifítica nos dois tipos de substratos e pontos de amostragem. Tanto no verão quanto no inverno, os dois substratos mostraram a biomassa total perifítica diretamente relacionada com as concentrações de nutrientes da água.

A mesma investigação relata ainda, com relação à composição da comunidade perifítica, que foram registradas diferenças entre os dois substratos, em ambos os pontos de amostragem, tanto no verão quanto no inverno, o que poderia indicar certa especificidade dos organismos com relação ao tipo de substrato. No substrato natural, a composição do perifiton apresentou um equilíbrio relativo entre a fração inorgânica e orgânica e nos substratos artificiais houve o predomínio de material inorgânico.

Seguindo a mesma linha de pesquisa Prates (1996) avaliou a contribuição do perifiton no metabolismo de uma baía marginal próxima a uma zona de desembocadura de um rio. A autora avaliou o estabelecimento da comunidade perifítica em substrato artificial (tubos de vidro), durante estações de secas e cheias e em substrato natural (entrenós da macrófita *E. polystachya*), durante um ano. A dinâmica do perifiton foi controlada pela ação combinada das variáveis climatológicas, hidrodinâmicas, físicas e químicas da água.

Esta autora observou que nos estágios iniciais da colonização do substrato artificial a biomassa máxima foi observada na quarta semana (substrato natural, estação chuvosa) e na segunda semana (substrato natural, estação da seca). Os fatores que causaram a aceleração do metabolismo da comunidade perifítica, foram as altas temperaturas e aumento na concentração de nutrientes.

Na fase estacionária (com cerca de sessenta dias), a comunidade perifítica apresentou maior acúmulo de biomassa, pico de produtividade primária e elevados valores de densidade, riqueza e diversidade de algas perifíticas. A partir deste período (fase secundária), ocorreu a perda de elementos na comunidade, provavelmente, devido à limitação da área disponível do substrato para a colonização. A produtividade primária das algas perifíticas foi elevada, demonstrando sua importância para o sistema. Entretanto, as algas perifíticas apresentam uma produtividade primária média anual baixa, quando se compara a da macrófita *E. polystachya*.

Bento (2005) analisou a utilização de substratos de PVC em lagoas experimentais facultativas e observou que com a colocação de placas deste ocorreu um crescimento de organismos aderidos aos suportes, mas reduziu a concentração de organismos fitoplânctônicos, o que resultou em menores concentrações de OD e diminuição do pH na massa líquida, limitando os processos de volatilização da amônia e precipitação dos

fosfatos. A mesma autora relata que a nitrificação, verificada na lagoa com biofilme foi o principal processo de conversão do  $N-NH_4^+$  dos esgotos durante o tratamento terciário do esgoto e que a qualidade dos efluentes produzidos nas lagoas com biofilme apresentou-se mais estável em relação às lagoas convencionais.

Jungles (2007) em recente trabalho avaliando a presença de biofilmes de PVC em lagoas de maturação convencionais verificou que a biomassa heterotrófica constituiu 68% do peso seco do biofilme. Cerca de 31,14% de algas fizeram parte da composição do perifiton das placas de PVC. Neste trabalho o processo de tratamento de esgoto sanitário demonstrou-se mais eficiente para remoção de fósforo e nitrogênio nas lagoas com biofilme.

O teste de FISH realizado neste trabalho demonstrou a característica heterogênea do biofilme. Identificou a existência de um microrganismo do gênero *Nitrospina sp.*, responsável pelo processo de transformação de nitrogênio nitrito a nitrato (processo de nitrificação), importante etapa no processo de depuração dos efluentes.

Em seus estudos Teixeira (2003), testou a colonização de substratos artificiais por organismos perifíticos em lagoas de maturação. A autora utilizou substratos artificiais de telas plásticas dispostos verticalmente ao longo de uma lagoa facultativa e de maturação e em diferentes alturas. A autora observou na camada mais superficial da coluna d'água da lagoa de maturação oscilações na presença e densidade de diatomáceas.

Constatou-se que os valores de nitrogênio total aumentam com a profundidade do substrato das lagoas facultativas, explicado pelos altos percentuais de abundância relativa de cianobactérias nas camadas mais escuras destas lagoas. Nas lagoas de maturação os níveis de fósforo e nitrogênio apresentaram-se elevados, principalmente na última semana de colonização perifítica, também com dominância de cianobactérias. Em lagoas de maturação menos eutrofizadas no estrato superior da coluna d'água, a colonização do substrato começou a se estabilizar a partir da quinta semana.

A autora conclui ainda que o índice de diversidade ( $\text{bits.ind}^{-1}$ ) foi maior na lagoa facultativa no estrato superior (de maior incidência luminosa) e nos estratos médio e inferior da lagoa de maturação (com menos incidência luminosa). O sistema em escala real deste estudo apresentou-se efetivamente autotrófico, com exceção de alguns pontos

de fundo devido à precipitação da matéria orgânica, o que comprova a atuação das lagoas na estabilização da matéria orgânica.

Estas pesquisas demonstram as vantagens que as lagoas de estabilização apresentam na presença de substratos microbianos para o tratamento de esgotos domésticos. Resumidamente podem-se citar algumas: **1)** devido às condições próprias do ambiente o perifiton apresenta maior resistência às variações abióticas devido à produção de exopolímeros, bem como uma maior variabilidade genética que confere aos organismos uma maior adaptação ao meio. **2)** o aumento do tempo de detenção dos microrganismos nas lagoas promove o maior crescimento de bactérias e algas que auxiliam na nitrificação e também possibilita a projeção de sistemas mais compactos. **3)** Aumento da biodegradação dos substratos e produção de efluentes com menores concentrações de DQO, DBO<sub>5</sub>, redução de sólidos em suspensão e oxidação da amônia (CRAGGS *et al.*, 2000).

#### 4. MATERIAIS E MÉTODOS

Esta pesquisa foi desenvolvida em conjunto com a Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN), pelo Laboratório de Reúso de Águas (LaRA) e Laboratório Integrado do Meio Ambiente (Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC).

A unidade piloto localiza-se na Estação de Tratamento de Efluentes Continental de Florianópolis (coordenadas latitude 27°35', longitude 48°34' e altitude de 1,84m) no município de São José (região metropolitana de Florianópolis). O corpo receptor é o Rio Forquilha (Classe 2), afluente do Rio Maruim, cujas águas drenam para a baía sul (KRACIK, 1998).

O sistema da ETE é composto por uma série de quatro lagoas de estabilização, sendo a primeira projetada como anaeróbia e as três restantes com facultativas (KRACIK, 1998). As características dimensionais de todas as lagoas que formam o sistema de tratamento de Potecas estão apresentadas na tabela 2. A ETE possui vazão média de 756m<sup>3</sup>/h e remoção média anual de DBO: 80%. O número de habitantes atendidos é de 117.000 (CASAN, 2007).



**Figura 6:** Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) Continental de Florianópolis onde foi realizado o experimento. Fonte: <http://www.ctpmsj.sc.gov.br/2006/meio/imagem.htm>



**Tabela 2.** Características Dimensionais da ETE de Potecas – São José – Florianópolis – SC

Lagoa	Tempo de Detenção (d)	Área Superficial Média (m <sup>2</sup> )	Volume (m <sup>3</sup> )	Profundidade Média (m)
Anaeróbia	1ª etapa: 11,4 2ª etapa: 5,7	72.972	205.338	2.8
Facultativa 1	1ª etapa: 9,8 2ª etapa: 4,9	104.781	176.671	1.7
Facultativa 2	1ª etapa: 6,34 2ª etapa: 3,17	67.204	114.247	1.7
Facultativa 3	1ª etapa: 3,05 2ª etapa: 1,52	32.371	55.031	1.7
Total	1ª etapa: 30,59 2ª etapa: 15,29	277.328	551.287	

**Fonte:** CASAN (Emenda Técnica ap SES de Florianópolis - 1979). Adaptado de KRACIK (1998).

## 4.1. DESCRIÇÃO DO EXPERIMENTO

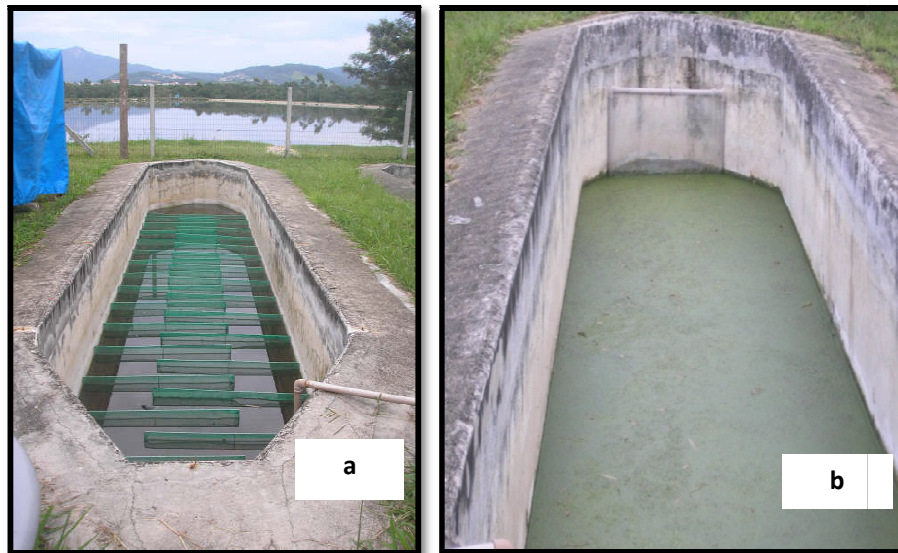
### 4.1.1. Detalhes de Dimensionamento das Lagoas Experimentais

A estrutura das duas lagoas experimentais também utilizadas em outros estudos envolvendo trabalhos com biofilme de PVC foi construída com um volume útil de 7,60 m<sup>3</sup> e área superficial de 15,2 m<sup>2</sup> (profundidade de 0,5m, comprimento de 9,5m e 1,60 m de largura). A geometria das lagoas, com uma relação comprimento largura igual a 5,94, caracterizaram um regime hidráulico do tipo fluxo pistão. As lagoas operaram em paralelo com TDH de 10 dias e uma vazão de 0,761 m<sup>3</sup>/d.

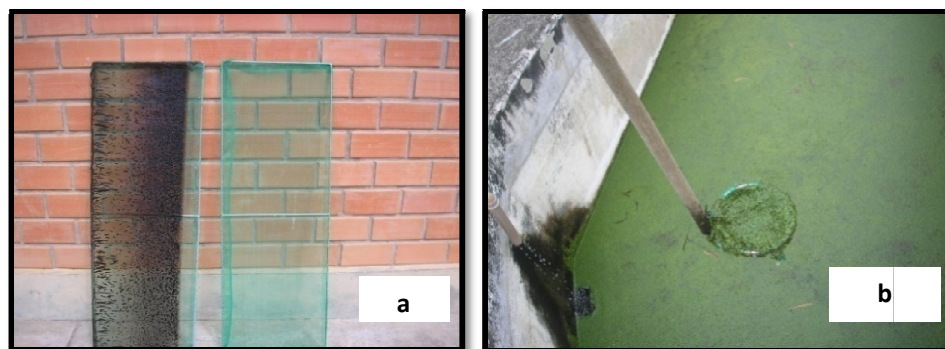
Com o objetivo de se comparar duas lagoas de maturação modificadas, adotaram-se dois tratamentos: **1)** uma lagoa de maturação constituída de suporte com telas (LT) e **2)** lagoa de maturação com lemnáceas (LL) inoculadas e coletadas em março de 2007 da lagoa de polimento da Estação de Tratamento de Esgoto de Santo Amaro da Imperatriz – CASAN (figura 8-b).

Os suportes da LT foram dispostos vertical e transversalmente ao longo da lagoa, simulando “chicanas” (Figura 7a). Cada tela possui 0,88 m<sup>2</sup> de área (1,10 m de

comprimento e 0,40 m de altura). A área de placas totalizou 30,4 m<sup>2</sup> de área de suporte para a aderência do perifiton, ocupando cerca de 7,0 m da lagoa piloto, correspondente a duas vezes a área superficial da lagoa. A escolha do material suporte (telas de malha plástica de 1mm de diâmetro) deveu-se à facilidade financeira de obtenção do material e também pela semelhança com o trabalho de Teixeira (2003) realizado numa lagoa de estabilização facultativa em escala real no Rio Grande do Sul.



**Figura 7:** (a) Lagoa experimental em presença de suportes com telas de malha (dispostos vertical/transversalmente) (b) Lagoa experimental em presença de macrófitas da família *Lemnaceae* (lemnas presentes na camada superficial da lagoa).



**Figura 8:** (a) Detalhe da tela construída para avaliar a capacidade de desenvolvimento do biofilme. À esquerda observa-se o biofilme formado em quatro meses e à direita a tela sem o biofilme (b) Inoculação da lagoa com lemnas. A foto demonstra o coletor também utilizado para retirada do excedente formado na lagoa experimental LL.

As unidades foram alimentadas pelo efluente da lagoa de estabilização facultativa 3 da ETE Continental de Florianópolis. O esgoto foi captado e bombeado para tanques piloto, sendo distribuídos para as duas lagoas de maturação piloto. O controle da vazão das lagoas pilotos foi efetuado durante o período das coletas, de uma a duas vezes por semana. Para tanto, utilizou-se uma caixa de equalização do afluente proveniente de tanques, com registros que facilitavam o controle da alimentação e o nível constante nesta. A vazão na caixa de equalização foi de 2,88 m<sup>3</sup>/d. Em seguida o desenho esquemático pode ilustrar melhor o piloto.

A partida do experimento nas lagoas ocorreu no final do mês de fevereiro por meio do enchimento dos dois módulos experimentais, ressaltando as características operacionais desejadas, sendo o período de estabilização do sistema de aproximadamente um mês. Os pontos de coleta das amostras foram: a Lagoa Facultativa da ETE (Entrada), Saída da Lagoa com Telas (LT) e Saída da Lagoa com Lemnas (LL). As amostragens para os cálculos de eficiência de remoção foram realizadas durante um período de onze meses, com a periodicidade detalhadas nas tabelas 3, 4 e 5. Um esquema completo do sistema pode ser visualizado no Apêndice B.

#### **4.2. MONITORAMENTO DO SISTEMA EXPERIMENTAL**

O monitoramento dos dados meteorológicos em campo realizou-se através da medição dos seguintes parâmetros: intensidade da luz solar, temperatura do ar e das condições climáticas locais. Para o monitoramento das lagoas realizaram-se coletas semanais, com controle da vazão do sistema dos pilotos, no período da manhã (entre 07:30 e 09:00 horas) e esporadicamente no período da tarde (13:30 às 15:00 hrs). Outros parâmetros como: oxigênio dissolvido, temperatura das amostras, potencial hidrogeniônico (pH) foram avaliados no local.

O transporte e a conservação das amostras seguiram recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998). As amostras de esgoto foram acondicionadas em garrafas PET, devidamente acondicionadas em isopor com gelo e diretamente encaminhadas ao LaRA/LIMA (Laboratório de Reúso de Águas/ Laboratório Integrado do Meio Ambiente) para a realização das principais análises físico-químicas, bacteriológicas e microbiológicas. Nas tabelas 3, 4 e 5

descrevem-se os métodos físico-químicos e biológicos utilizados e a periodicidade com a qual foram realizadas. As características dos sistemas durante a fase de realização dos experimentos estão apresentadas na tabela 6.

**Tabela 3:** Métodos analíticos físicos

VARIÁVEIS	METODOLOGIA	FREQUÊNCIA
<b>Temperatura e pH em campo</b>	<b>Temperatura:</b> Oxímetro portátil (YSI modelo 55; faixa de leitura -5 a 45°C; exatidão ± 0,2°C; resolução 0,1°C). <b>pH:</b> pHmetro (Hach modelo Sens Ion 1; faixa de leitura 0 a 14; resolução 0,001/0,01/0,1).	Semanal
<b>Oxigênio Dissolvido</b>	Oxímetro portátil (YSI modelo 55; faixa de leitura 0 a 20 mg/L; exatidão ± 0,3 mg/L; resolução 0,01 mg/L).	Semanal
<b>Alcalinidade Total</b>	Titulação potenciométrica com solução de H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> 0,02N SM 2320 B (APHA, 1998).	Semanal
<b>Turbidez</b>	Turbidímetro (Hach modelo 2100P; faixa de leitura 0-1000 NTU; resolução 0,01 NTU na faixa mais baixa; exatidão ± 2% da leitura; temperatura operacional 0 a 50°C).	Semanal
<b>Condutividade</b>	Para medir a condutividade em (µS/cm) utilizou-se um condutivímetro portátil da <i>LT lutron</i> .	Semanal

**Tabela 4:** Métodos analíticos biológicos

VARIÁVEIS	METODOLOGIA	FREQUÊNCIA
<b>Clorofila <i>a</i></b>	O procedimento consiste na extração do pigmento utilizando Acetona (C <sub>3</sub> H <sub>6</sub> O) 90% como agente extrator. Leitura espectrofotômetro (Hach modelo DR 4000).	Semanal
<b>Identificação Microscópica Qualitativa do fitoplâncton e do perifiton</b>	A determinação dos organismos foi realizada com o auxílio de microscópio óptico (Olympus, modelo BX-40; versão 4.0 para Windows 98. Utilizou-se um aumento de 100 e 400 vezes. FISH (APHA, 1995).	Quinzenal
<b>Identificação em Meio de Cultura dos microrganismos das raízes das lemnas</b>	Adotou-se a metodologia empregada pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Videira <i>et al</i> , 2007).	Rara*
<b>Produção da biomassa das Lemnas</b>	Utilizou-se um quadrado de PVC com 20 cm de lado para auxiliar nas medições. Peso Inicial (g) – Peso Final (g)	Semanal
<b>Coliformes Totais e <i>E. coli</i></b>	Método do substrato cromogênico (Colilert INDEX®), que confere cor amarelada para CT positivos e fluorescência para <i>E. coli</i> (APHA, 1998).	Quinzenal

\*Coletou-se amostras de lemnas duas vezes (uma no mês de outubro e outra no mês de novembro)

**Tabela 5:** Métodos analíticos químicos

VARIÁVEIS	METODOLOGIA	FREQUÊNCIA
<b>DQO total</b>	Método colorimétrico de refluxo fechado segundo <i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater</i> (APHA, 1998). Sem Diluição	Semanal
<b>DQO solúvel</b>	Método colorimétrico de refluxo fechado segundo <i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater</i> (APHA, 1998). Amostras filtradas em membrana fibra de vidro (0,80µm)	Semanal
<b>DBO total</b>	(Velp modelo DBO system; faixa de leitura de 0-1000mg/L sem diluição. Este método utiliza sensores eletrônicos de pressão com <i>display</i> digital).	Semanal*
<b>DBO solúvel</b>	(Velp modelo DBO system; faixa de leitura de 0-1000mg/L com filtração. Este método utiliza sensores eletrônicos de pressão com <i>display</i> digital).	Semanal*
<b>NTK</b>	Digestão em digestor VELP®, modelo DK-20, em meio ácido com oxidação forçada (H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> ), posterior destilação em aparelho VELP®, modelo UDK 130D e titulação com H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> 0,02N (APHA, 1998). SM 4500-N org B	Mensal
<b>Série Nitrogenada (amônia, nitrito, nitrato)</b>	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (amônia) Nessler (Vogel, 1992); N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (nitrito) Alfa-naftilamina (APHA, 1998); N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (nitrato) Brucina (APHA,1976);	Semanal
<b>Série de Sólidos</b>	Método gravimétrico seguindo critérios especificados no <i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater</i> (APHA, 1998).	Semanal
<b>Ortofosfato</b>	PO <sub>4</sub> : método colorimétrico do Ácido Vanadomolibdofosfórico (APHA, 1998).	Semanal

\*Nos meses de junho e julho não foi possível determinar, devido à falta de aparelho no laboratório.

**Tabela 6.** Principais características operacionais dos sistemas durante experimento

Variáveis (Unidades)	Lagoa de Maturação com Telas	Lagoa de Maturação com Lemnas (macrófitas)
Período	11 meses	11 meses
Tempo de Retenção Hidráulico (dias)	10	10
Volume das lagoas (m <sup>3</sup> )	7,6	7,6
Área Total de Suportes (m <sup>2</sup> )	30,4	-
Relação área do suporte e volume do reator	0,12	-
Relação área do suporte e área do módulo	0,13	-
Grau de Tratamento	terciário	terciário
Afluente	Efluente da Lagoa Facultativa 3 (ETE Continental de Florianópolis)	
Vazão afluente (m <sup>3</sup> /d)	0,761	0,761
Taxa de Aplicação Superficial: gNTK/m <sup>2</sup> .d	1,09	1,60
Carga: gNTK/m <sup>3</sup> .d	16,65	24,27
Taxa de Aplicação Superficial: gN-NH <sub>4</sub> /m <sup>2</sup> .d	0,90	1,27
Carga: gN-NH <sub>4</sub> /m <sup>3</sup> .d	13,75	19,40
Taxa de Aplicação Superficial: gDQO/m <sup>2</sup> .d	7,9	7,18
Carga: gDQO/m <sup>3</sup> .d	121,07	109,16

### 4.3. CÁLCULOS UTILIZADOS

#### Tempo de Detenção Hidráulica

A formulação para estimativa do TDH segue abaixo conforme equação 4.3.1 (MARA *et al.*, 1992; VON SPERLING, 1996):

$$TDH = \frac{A \times H}{Q_{\text{afluente}}} \quad (4.3.1)$$

Em que:

TDH = tempo de detenção hidráulica (d);

A = área requerida para lagoa (m<sup>2</sup>);

Q = vazão afluente (m<sup>3</sup>/d);

H = profundidade da lagoa em m.

## Taxa de Aplicação Superficial

O cálculo da taxa de aplicação superficial de DBO, DQO ou nitrogênio amoniacal utilizou a equação 4.3.2:

$$\lambda_s = \frac{10 \times C_0 \times Q}{A} \quad (4.3.2)$$

Em que:

$\lambda_s$  = taxa de aplicação superficial (kg/ha.d);

$C_0$  = concentração total afluyente (mg/L);

$Q$  = vazão (m<sup>3</sup>/d);

$A$  = área requerida (m<sup>2</sup>).

## Eficiência

A eficiência de remoção foi calculada de acordo com a equação 4.3.3 para todos os parâmetros, com exceção da DQO e DBO, sendo considerada nestes casos a diferença entre a concentração afluyente total e concentração efluyente solúvel (filtrada). A eficiência foi avaliada mediante um histórico das concentrações afluyentes e efluyentes, e não através de análise pontual, pois com o TDH elevado poderia resultar em dados equivocados.

$$E = \frac{A_f - E_f}{A_f} * 100 \quad (4.3.3)$$

Sendo:

$E$  = Eficiência de remoção (%);

$A_f$  = Concentração afluyente (mg/L);

$E_f$  = Concentração efluyente (mg/L).

### **Coefficiente Cinético**

As formulações para estimativa do coeficiente cinético de primeira ordem para os diferentes regimes hidráulicos encontram-se na equação 4.3.4 para o caso de fluxo pistão e na equação 4.3.5 para o caso de mistura completa.

$$C = C_0 e^{-k_t \cdot TDH} \quad (4.3.4)$$

$$C = \frac{C_0}{1 + K_t \cdot TDH} \quad (4.3.5)$$

Em que:

$C_0$  = concentração de  $DBO_5$  ou DQO total afluente (mg/L);

$C$  = concentração de  $DBO_5$  ou DQO solúvel efluente (mg/L);

$K_t$  = constante de primeira ordem para determinar a degradação carbonácea ( $d^{-1}$ );

TDH = tempo de detenção hidráulica (d).

### **Cinética do Decaimento Bacteriano**

Para o cálculo da contagem de coliformes em um corpo d'água e considerando-se o regime hidráulico de fluxo pistão, aplica-se a equação 4.3.6 (VON SPERLING, 1996).

$$N = N_0 \cdot e^{-K_b \cdot t} \quad (4.3.6)$$

Em que:

$N_0$  = Contagem de coliformes no afluente (NMP/100 mL);

$N$  = Contagem de coliformes após um tempo  $t$  (NMP/100 mL);

$K_b$  = Coeficiente de decaimento bacteriano para 20°C ( $d^{-1}$ ), onde  $K_{bt}$ :  $K_{b20} \cdot \Theta^{(T-20)}$

$t$  = Tempo (d).



### Balanço de Nitrogênio

O cálculo do balanço de nitrogênio foi realizado segundo as seguintes fórmulas (ARAUJO, 2007) (4.3.7) e (4.3.8)

$$\text{Norg: NTK} - \text{N-NH}_3 \quad (4.3.7)$$

$$\text{NT: Norg} + \text{N-NH}_3 + \text{NO}_2 + \text{NO}_3 \quad (4.3.8)$$

Por diferença entre a concentração de NT do afluente e do efluente, de cada lagoa, foram estimadas as porcentagens de nitrogênio perdidas no sistema, conforme equação (4.3.9).

$$\text{N perdido} = \text{NT afluente} - \text{NT efluente} \quad (4.3.9)$$

### Incorporação de Nitrogênio Amoniacal pela Biomassa Algal

Para Branco & Esteves, (1998), o nitrogênio incorporado pela biomassa algal corresponde a cerca de 10% do peso seco obtendo-se então o balanço de nitrogênio nas lagoas. Esta relação pode ser descrita avaliando os seguintes pontos:

- 1) a clorofila *a*, corresponde a 1% do peso seco algal;
- 2) as algas possuem um conteúdo médio de 10% do nitrogênio.

A autora Araújo (2007), afirma que a biomassa algal corresponde a 100 vezes a concentração de Clorofila *a*. Portanto, a porcentagem de nitrogênio incorporado em relação ao total de N-NH<sub>3</sub> perdido pode ser calculada utilizando a equação 4.3.10

$$\% \text{ N incorporado} = \frac{100 * \text{N incorporado pelas algas (biomassa algal) (mg/L)}}{\text{N-NH}_3 \text{ perdido na lagoa(mg/L)}} \quad (4.3.10)$$

### **Alcalinidade Total**

A alcalinidade presente na água auxilia na determinação da dosagem das substâncias flocculantes, no tratamento da água e de despejos industriais e junto com outros parâmetros analisados, fornece informações para o estudo das características corrosivas ou incrustantes da água. O cálculo segue como na equação abaixo:

$$A = \frac{N \times V_1 \times 50000}{V_2} \quad (4.3.11)$$

Sendo:

A=alcalinidade total (mgCaCO<sub>3</sub>/L);

N= normalidade da solução de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>;

V<sub>1</sub> = volume gasto da solução de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (mL);

V<sub>2</sub> = volume da alíquota de amostra titulada (mL).

### **Clorofila *a***

A concentração de pigmentos fotossintetizantes é extensivamente utilizada para estimar a biomassa do fitoplâncton. A clorofila *a* está presente em todas as plantas verdes e para o fitoplâncton a concentração deste pigmento constitui aproximadamente de 1 a 2% de peso seco. Outros pigmentos presentes no fitoplâncton incluem clorofilas *b* e *c*, xantofilas, ficobilinas e carotenos. Os produtos da degradação da clorofila, encontrados em ecossistemas aquáticos são os feoforbídeos e feofitinas que constituem os feopigmentos e os clorofilídeos. A presença ou ausência dos vários pigmentos fotossintetizantes, dentre outras características é utilizada para separar os maiores grupos do fitoplâncton. (BARROSO & LITTLEPAGE, 1998)

A metodologia para quantificação da clorofila *a*, segue recomendações do *Standard Methods for the Examination for Water and Wastewater* (APHA, 1998). O cálculo que resulta na quantificação da clorofila *a* segue a equação 4.3.12:

$$Cl_a = \frac{26,7 \times (A_{664} - A_{665}) \times 0,01}{V \times l} \quad (4.3.12)$$

Sendo:

$Cl_a$  = clorofila a (mg/L);

$A_{664}$  = valor da absorvância em 664nm diminuída do valor da absorvância a 750nm;

$A_{665}$  = leitura da absorvância a 665nm(acidificada) diminuída do valor da absorvância a 750nm (acidificada);

$0,01$  = volume da solução extratora (L);

$V$  = volume da amostra filtrada (L);

$l$  = caminho óptico da cubeta, 1cm.

### **Determinação dos Coliformes Totais e *Escherichia coli* (*E. coli*) pelo NMP**

O Número Mais Provável (NMP) é a estimativa da densidade média de bactérias do grupo coliforme em uma amostra, calculada a partir da combinação de resultados positivos e negativos. É expresso como a densidade média de bactérias contidas em 100 mililitros de amostra, ou NMP de coliformes fecais/100 ml (NMP CF/100 ml). O grupo de bactérias coliformes é considerado como o principal indicador de contaminação bacteriológica de origem fecal e define a adequabilidade do uso da água. O teste de contagem de coliformes fecais é aplicável para investigar a contaminação de cursos de água, eficiência de desinfecção de sistemas de tratamento de água, de efluentes industriais e domésticos, balneabilidade de praias, rios e monitoramento sistemático para classificação da qualidade da água de rios.

Neste trabalho as bactérias do grupo coliformes totais e *E.coli* foram quantificadas através do método do substrato cromogênico, baseado na ativação de enzimas presentes nessas bactérias por meio de substratos específicos. O número máximo de coliformes fecais (NMPCF/ 100 ml) é definido em função da classificação das águas doces,

salobras e salinas, de acordo com seus usos preponderantes, estabelecidos na Resolução CONAMA 357/05, mostrados na tabela 7:

**Tabela 7:** Padrão estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05, para grupos coliformes.

Parâmetro	Unidade	Padrão do corpo d'água (água doce)			
		Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
Coliformes Totais	NMP/100mL	1000	5000	20000	X
Coliformes Fecais	NMP/100mL	200	1000	4000	X

Fonte: Von Sperling (2005)

### Composição e abundância relativa do plâncton

Para análise da comunidade planctônica coletou-se quinzenalmente amostras do efluente da lagoa para a análise da comunidade planctônica. As amostras foram coletadas na superfície da lagoa e foram fixadas com uma solução de lugol 70% preparada em laboratório (BRANCO, 1986). Utilizou um sistema subjetivo par determinar a abundância de organismos planctônicos e perífíticos nas lagoas piloto, conforme tabela 8.

A identificação das espécies da comunidade planctônica e perifítica presente nas lagoas pilotos e substrato utilizado baseou-se na chave de Bicudo & Bicudo (1970). Para obtenção da abundância e frequência algal utilizou-se as equações abaixo:

- **Abundância Algal:** a abundância está relacionada com a **quantidade** de algas na amostra.

A abundância algal foi calculada utilizando a equação 4.3.13:

$$A \% = (n / N) * 100 \quad (4.3.13)$$

Onde:

A%= porcentagem da abundância algal

n = contagem de um determinado gênero algal na amostra (células/mL)

N= contagem do total de algas na amostra (células/mL)

- **Frequência Algal:** a frequência está relacionada com a **presença** e **ausência** dos gêneros algais na amostra.

A frequência algal foi calculada utilizando a equação 4.3.14:

$$F \% = (n' / N') * 100 \quad (4.3.14)$$

Onde:

F%= porcentagem da frequência algal

n'= número de vezes que determinado gênero algal esteve presente nas amostras analisadas

N'= número de amostras analisadas

**Tabela 8:** Sistema subjetivo para determinação da abundância de organismos planctônicos e perfiticos nas lagoas piloto.

CATEGORIA	ABUNDÂNCIA	NOC (100x)
0	Nenhum	0
1	Raros	1 a 2
2	Poucos	2 a 20
3	Comum	20 a 100
4	Muitos	>100

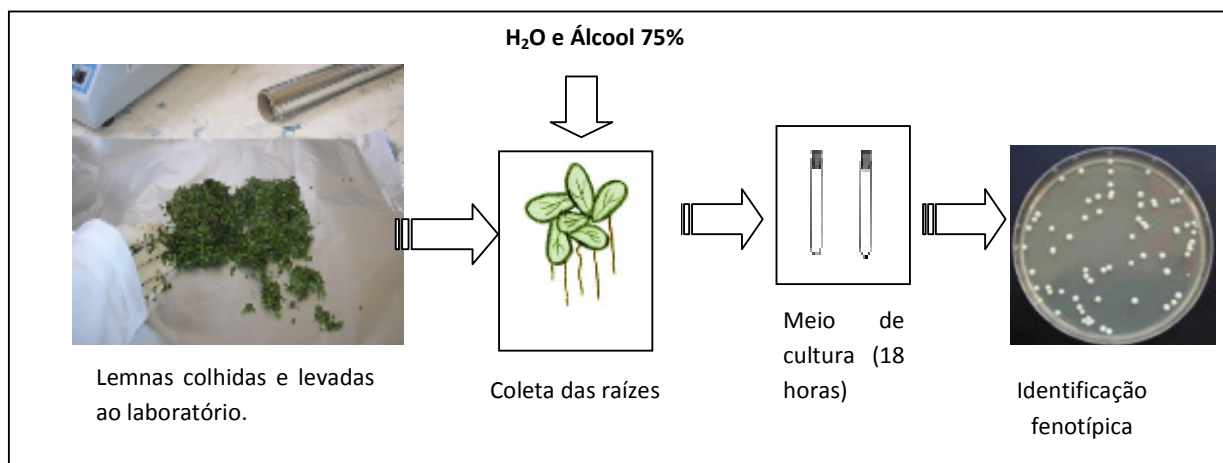
**Convenção:** NOC: Número de Organismos por Campo (objetiva aumento de 100 vezes).  
Adaptado de Jungles (2007).

## Identificação das bactérias presentes nas raízes das lemnas

Para a identificação da microbiota presente nas raízes das lemnas, coletou-se cerca de 35g de biomassa e encaminhou-se ao Laboratório de Microbiologia Aplicada (LAMA) da Universidade do Vale do Itajaí (UNIVALI), em isopor, com temperatura aproximada de 10 °C.

Os procedimentos seguiram a Metodologia para Isolamento e Posicionamento Taxonômico de Bactérias Diazotróficas oriundas de Plantas Leguminosas, método utilizado pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), conforme (VIDEIRA, 2007). Em laboratório foram realizados os procedimentos necessários para o isolamento e contagem de bactérias, caracterização fenotípica, análises da morfologia celular, presença de cápsulas, caracterização bioquímica e fisiológica (figura 10).

As lemnas (das espécies *Wolffiella*, *Lemna* e *Lemna minor*) foram lavadas repetidas vezes em peneira, e deixadas posteriormente em álcool 70% por cinco minutos. Em seguida lavou-se com água esterilizada. Antes do cultivo as plantas foram picadas com bisturi e semeadas com as raízes separadas das folhas. Depois de picadas com bisturi, as raízes foram semeadas em caldo BHI (Infusão de Cérebro e Coração) e encubadas em estufa 37°C por 18 horas. No dia seguinte repicou-se o caldo em ágar MacKonkey e ágar-Sangue.



**Figura 9:** Procedimento para isolamento e contagem de bactérias presentes nas raízes das lemnas.

Das colônias que cresceram uma lâmina de Gram foi confeccionada para observar as bactérias. Das gram-negativas fermentadoras da glicose procedeu-se identificação em meios TSI (ágar triplice açúcar ferro), MIO (Meio de cultura Desidratado), Citrato e Lisina. Para as bactérias gram-negativas não fermentadoras da glicose (todas tiveram o teste da tira de oxidase positiva) utilizou-se citrato, OF glicose, motilidade e cetrimide. Como as colônias de bactérias gram-positivas foram pouco visualizadas, avaliou-se apenas a coloração de gram (onde todas se apresentaram como bacilos longos em cadeias ramificadas).

### **Análise do biofilme aderido aos suportes de tela**

A análise do biofilme foi conduzida de acordo com as diferentes literaturas citadas, avaliando-se: sólidos totais, sólidos suspensos, clorofila *a*, microscopia óptica e FISH (APHA, 1995). Nas coletas, a massa líquida foi previamente homogeneizada, o que resuspendeu os sólidos contidos. O biofilme foi raspado com escova e água destilada (remoção mecânica), conforme descrito nos trabalhos de Bento (2005) e Pômpeo & Monchini-Carlos (2003).

### **Análises da biomassa das macrófitas aquáticas:**

Para a quantificação de nutrientes (Nitrogênio e Fósforo) presentes nas plantas, foi realizada a secagem durante três dias a 50°C em estufa. Foram pesados cerca de 50g de lemnas da LL, durante a duração do experimento. As lemnas secas foram acondicionadas em potes na geladeira do LaRa a 20 °C. Infelizmente não houve tempo hábil para realizar a análise de nutrientes, devido à falta de aparelhos e reagentes necessários. Ressalta-se que as amostras de lemnas secas serão utilizadas em trabalhos futuros de doutorado.

## **Método de *Fluorescence in situ Hybridization* – FISH**

As amostras do biofilme foram coletadas em garrafas esterilizadas e encaminhadas ao Departamento de Microbiologia e Parasitologia (MIP) do Centro de Ciências Biológicas (CCB) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

Utilizaram-se os seguintes níveis taxonômicos: **EUBMix** (todas as eubactérias), **NEU** (a maioria das *Nitrosomanas* + *Nitrosococcus mobilis*), **Nos 190** (Betaproteobactérias oxidadoras de amônia), **NIT3** (*Nitrobacter* spp.), **ARC 915** (*Archaea*), **EURY 499** (*Methanosarina*, *Methanosaeta*, *Methanomicrobiales*), **DSV 407** (Bactérias Sulfato Redutoras – *Desulfovibionaceae*), **AMX 820** (Anaerobic ammonium-Oxidizing Bacteria, *Candidatus Brocadia anammoxidans* e *Candidatus Kuenenia stuttgartiensis*).

O procedimento adotado nas análises de FISH, realizadas em laboratório segue a seqüência abaixo descrita:

1. Imobilização e desidratação das células sobre a lâmina;
2. Hibridização das células com oligonucleotídeos fluorescentes (sondas);
3. Lavagem das lâminas para otimização da estringência;
4. Coloração das células com *DNA intercalating dye 4,6 diamino-2 phenylindole* (DAPI) (não específico, cora bactérias e eucariontes; não cora *Archaea*);
5. Cobertura da lâmina com lamínula e adição de um anti *fading* (CitiFluor) entre ambas;
6. Observação em microscópio epifluorescente.

Mais detalhes sobre as características das sondas e a metodologia FISH encontram-se no Anexo A, conforme descrito em metodologia de Bento (2005).



#### 4.4. ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Para avaliação dos resultados utilizou-se o software STATISTICA 7.0 (STATSOFT, INC, 2001), que possui a implementação dos métodos estatísticos usados. A análise estatística apresentou uma parte **descritiva** (BUSSAB & MORETIN, 2002), utilizada para descrever, analisar e interpretar os dados numéricos de uma amostra e outra etapa inferencial, que testou a diferença significativa entre os tratamentos.

Na **análise descritiva** os resultados foram expressos por média aritmética, mediana, desvio padrão, 1º quartil (que contempla 24% dos elementos), 3º quartil (contempla 75% dos elementos), o valor máximo, o valor mínimo, gráficos de comportamento das variáveis em função do tempo, gráficos *box plot* mostrando a média, o erro médio, o desvio padrão, os valores discrepantes e extremos de uma variável durante o período.

Já na etapa da Análise Inferencial (ANOVA) avaliou-se um teste de hipóteses que forneceu a probabilidade dos tratamentos possuírem médias iguais ou diferentes, bem como a aplicação do teste de hipóteses não-paramétrico *Komolgorov-Smirnov* (KS). Para a ANOVA existem duas hipóteses:  $H_0$  (onde as médias são iguais e não há diferença entre os tratamentos) e  $H_1$  (onde as médias são diferentes e há diferença entre os tratamentos).

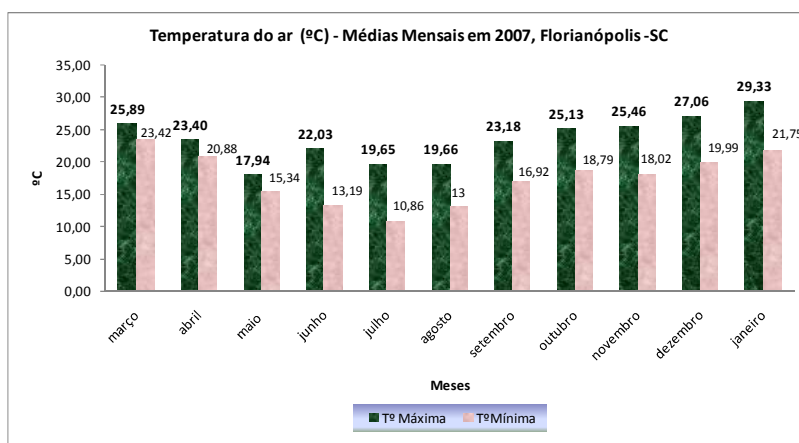
O objetivo do teste é determinar a probabilidade ( $p$ ) que permite aceitar ou rejeitar  $H_0$ . Se  $p > \alpha$  se aceita  $H_0$  e se  $p < \alpha$  rejeita-se  $H_0$ . Aplicou-se o teste de variância ANOVA com nível de significância de 5% ( $\alpha=0,05$ ), com um fator (NETER, 1990), para a verificação de diferenças significativas entre os tratamentos na unidade com material suporte e na unidade com as lemnas (macrófitas).

Verificaram-se também as correlações existentes (NETER, 1990) entre os principais parâmetros de análise com relação aos parâmetros físicos, através da correlação de Pearson e de *Spearman*.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 5.1. Dados Meteorológicos

Com o objetivo de se compreender quais variáveis exerceram maior influência no estudo das lagoas experimentais em questão, destacam-se em seguida os dados meteorológicos da Estação de Tratamento de Esgotos Continental de Florianópolis. Os dados foram obtidos pela Epagri/Ciram - Departamento de Laudos e Dados Meteorológicos do ano de 2007 e estão representados nas Figuras 10, 11 e 12. A temperatura média do ar ao longo do ano apresentou comportamento esperado para as condições climáticas do local: outono ameno, inverno com frio moderado e primavera e verão quentes. Para Bento (2005), a localidade caracteriza-se por ser um local ideal para o tratamento biológico de esgotos, devido às características acima apresentadas. Segundo esta autora o que se observa é uma menor eficiência do tratamento nos meses de inverno na lagoa em escala real. Como consequência, a eficiência do tratamento das lagoas experimentais é minimizada, demonstrando que a temperatura e as condições de radiação solar influenciam diretamente na dinâmica deste ecossistema.



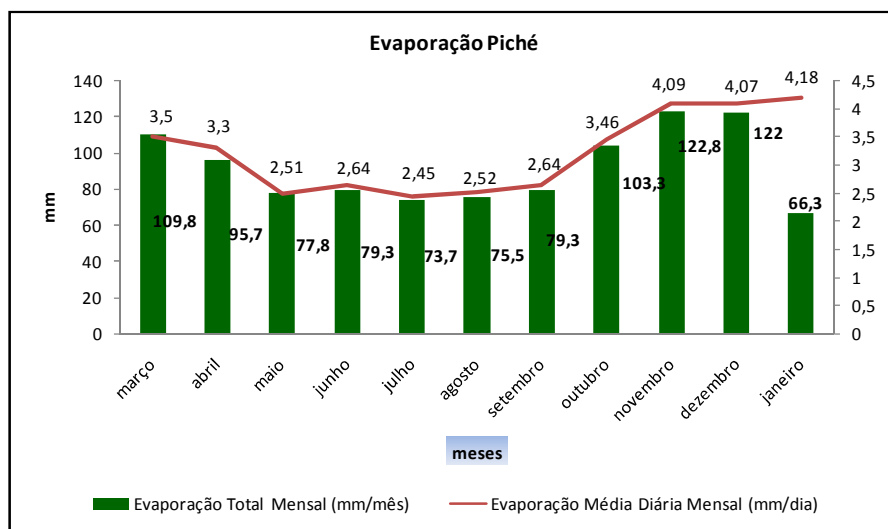
**Figura 10:** Temperatura ao longo do período experimental (março/2007 a janeiro/2008) na ETE Potecas.

A temperatura atmosférica (Figura 10) se manteve ao longo do ano de 2007 acima de 20°C, e nos meses mais frios apresentou média geral de 15 °C. Segundo dados obtidos por Jungles (2006) e Bento (2005) na mesma estação de tratamento e em comparação

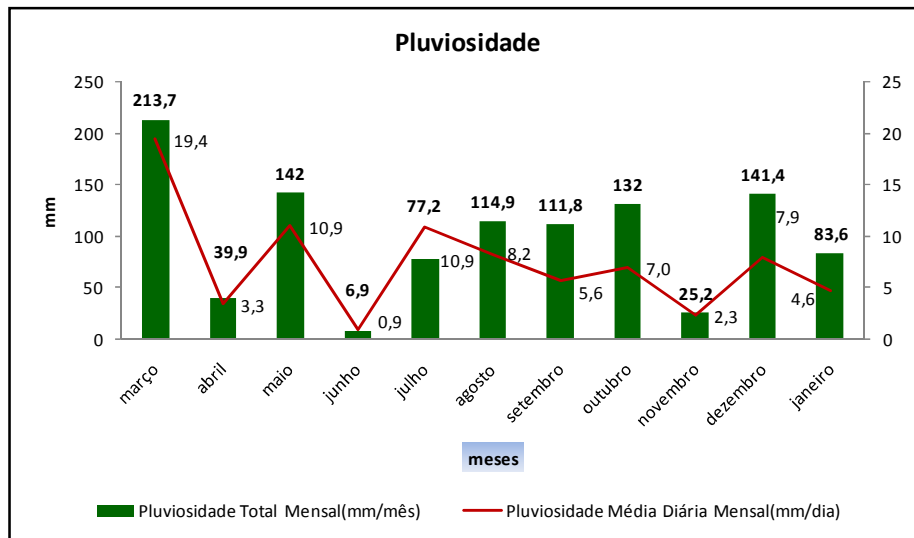
aos últimos dois anos, o ano de 2007 apresentou baixas temperaturas. A análise dos dados climatológicos obtidos no ano de 2004 afirma que o melhor período para o tratamento de esgotos nesta região compreende os meses que vão de outubro a março. Para Bento (2005) a temperatura atmosférica se manteve superior a 20°C em 75% do ano de 2004 (sendo que nos meses mais frios (maio, junho, julho e agosto), a média foi de 18,2°C).

A evaporação média ao longo do ano e média diária (mm) consta na figura 11, onde se observa uma maior evaporação nos meses de março, novembro e dezembro. Notou-se que a evaporação nos meses mais frios foi quase constante, com média de 77,2 mm/mês.

Os resultados obtidos neste trabalho demonstram que as condições meteorológicas foram determinantes para o comportamento dos tratamentos. Conforme análises estatísticas que serão descritas a seguir, pode-se comprovar que houve influência de diversos parâmetros como clorofila *a*, amônia, pH, coliformes fecais, entre outros avaliados. Ressalta-se que os valores de eficiência e correlações das análises estatísticas entre as variáveis climáticas e os principais parâmetros avaliados encontram-se descritos nos apêndices A e B.

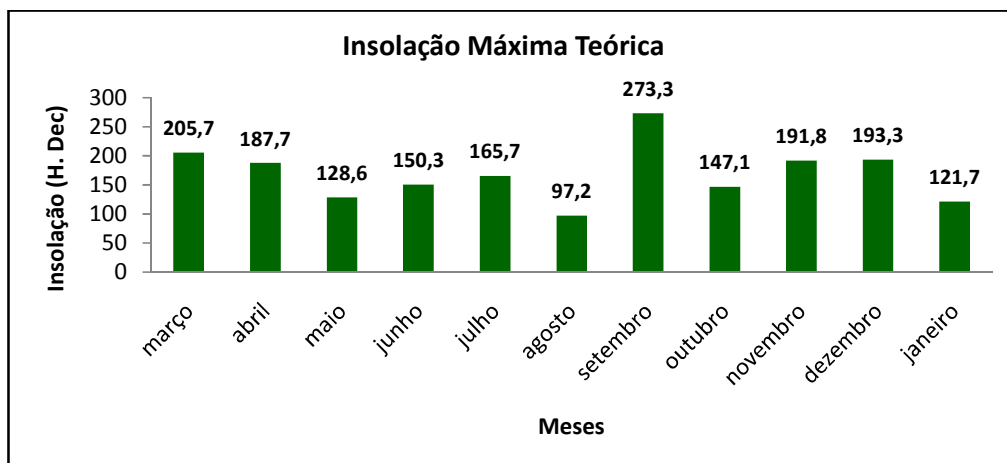


**Figura 11:** Evaporação média diária e evaporação total mensal ao longo do período experimental (março/2007 a janeiro/2008) na ETE Potecas.



**Figura 12:** Pluviosidade média diária e total mensal ao longo do período experimental (março/2007 a janeiro/2008) na ETE Potecas.

Os meses com menor pluviosidade média (mm) e pluviosidade média diária (figura 13), foram abril, junho e novembro, destacando-se este último mês, onde a evaporação média aparentemente afetou o balanço hídrico das lagoas. Os meses de maior insolação foram março, setembro, novembro e dezembro. Nos meses de inverno, como esperado, a média geral de insolação máxima teórica foi baixa, cerca de 103H.Dec. Estas informações também foram importantes para elucidar alguns resultados desta pesquisa e serão descritos com mais detalhes no item Eficiência de Remoção.



**Figura 13:** Insolação Máxima Teórica mensal ao longo do período experimental (março/2007 a janeiro/2008) na ETE Potecas.

Para que seja possível correlacionar os dados meteorológicos e os resultados dos tratamentos aplicados às duas lagoas experimentais, diferentes análises estatísticas foram empregadas. Estes resultados estão descritos a seguir, bem como os cálculos para obtenção das eficiências de remoção, correlação e comparação entre os dois tratamentos.

## 5.2. Análise Geral Descritiva – Dados Físico-Químicos da Lagoa Afluente

O ponto de coleta para o afluente do experimento (Entrada - E) foi o tanque de distribuição indicado pela figura 14. As análises descritivas avaliadas neste trabalho encontram-se nas Tabelas 9, 10 e 11, onde se obteve pelo número de amostragem (n): a média, o desvio padrão (DP), o valor mínimo e o máximo, o 1º quartil e o 3º quartil.



**Figura 14:** Tanque de distribuição do efluente da lagoa facultativa da ETE Potecas.

Ressalta-se que as características operacionais do piloto já foram descritas anteriormente na metodologia (Tabela 6). Verificou-se que o afluente (Tabela 9) apresentou concentrações elevadas de nitrogênio (NTK médio de 56,21 mg/L) mantendo uma relação DQOt: NTK de 6:1. A razão encontrada para DQO/DBO do esgoto tratado foi de **1,35**.

Os valores de DQOt e DBO<sub>5</sub> para o afluente foram de 185,6mg/L e 137,28mg/L respectivamente. Para um sistema australiano de lagoas estes valores médios ainda são altos e não alcançam os padrões de lançamentos exigidos no decreto Decreto nº 14.250, de 5 de Junho de 1981 do Estado de Santa Catarina (FATMA, 2005). Neste caso, torna-se importante um tratamento terciário através de lagoas de maturação, como proposto nesta pesquisa.

**Tabela 9.** Análises Descritivas para o esgoto afluente ao sistema (Lagoa Facultativa ETE Potecas) durante o período de 01/04/2007 a 18/01/2008.

Parâmetros	n	Média	DP (±)	Máximo	Mínimo	1º quartil	Mediana	3º quartil
Temperatura amostra (°C)	39	20,56	3,48	28,5	15,4	17,6	20,4	23
OD (mg/L)	39	0,48	0,64	3,42	0	0,05	0,3	0,67
Turbidez (NTU)	39	107,76	65,92	372	32,6	64,9	79,5	137
Condutividade Elétrica (µS/cm)	39	3,21	2,05	6,95	0,74	1,09	3,21	4,88
pH	39	7,72	0,31	9,23	7,3	7,58	7,73	7,81
Alcalinidade Total (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	39	214,41	50,34	300	125	152,5	234	250
DQOt (mg/L)	39	185,6	46,78	288,75	104,8	150,7	171,2	209,7
DQOs (mg/L)	39	113,76	40,02	272,1	66,7	80,6	105,6	121,3
DBOt (mg/L)	25	137,28	63,32	275,32	32	109,0	120,3	179,0
(NTK) (mg/L)	10	56,21	16,49	85,16	30,52	44,8	56,6	66,6
N-NH <sup>4+</sup> (mg/L)	39	32,96	4,26	44,5	25,48	30,2	31,8	34,8
N-NO <sub>2</sub> (mg/L)	39	0,1	0,12	0,63	0,04	0,1	0,1	0,1
N-NO <sub>3</sub> (mg/L)	39	0,6	0,44	2,4	0,18	0,4	0,4	0,7
P-PO <sub>4</sub> <sup>3+</sup> (mg/L)	39	15,3	4,45	30,02	8,19	12,8	14,4	16,6
ST (mg/L)	39	2244,57	1232,6	5563	738	1213,5	2159,5	3213,0
STF (mg/L)	39	1692,79	942,1	4119	659	919	1532,5	2478,0
STV (mg/L)	39	568,34	707,94	4598	68	250,0	380,5	661,5
SS (mg/L)	39	50,63	17,71	126,4	23,6	38,8	46,0	58,0

É importante constar nesta discussão que a ETE Continental de Florianópolis passou por mudanças operacionais desde dezembro de 2006. Este fato implicou em grandes variações na carga orgânica aplicada do efluente às lagoas experimentais. Sabe-se que estas variações podem ter influenciado a eficiência do tratamento em escala real, visto

que estas oscilações alteram o ambiente ideal para o desenvolvimento das bactérias endêmicas.

Sendo estes microrganismos importantes para a efetiva depuração de esgotos por lagoas de estabilização, salienta-se que as condições encontradas neste experimento não foram ideais para seu desenvolvimento. Em consequência, o que se observou foi que alguns parâmetros como o da temperatura e pH da lagoa facultativa foram fortemente afetados, o que influenciou o tratamento das lagoas experimentais LT e LL.

Os valores de nutrientes foram considerados altos e variaram de 25 mg/L a 45 mg/L para  $N-NH_4^+$  e de 8,19 mg/L e 30,02 mg/L para ortofosfato  $P-PO_4^{3-}$ . Observou-se uma grande diferença na concentração de oxigênio dissolvido durante a fase experimental que, em alguns meses, resultou em concentrações abaixo de 1mg/L, indicando condições de anaerobiose e alta carga orgânica.

### **5.3. Análise Geral Descritiva – Dados Físico-Químicos da Lagoa Com Telas (LT) e Lagoas com Lemnas (LL)**

Assim como para a lagoa afluenta, as análises qualitativas dos efluentes das lagoas experimentais foram efetuadas no período de onze meses, com um *n* experimental de 39 amostras durante este período. O efluente foi coletado nas saídas das lagoas experimentais. Os resultados encontram-se na tabela 10 para (LT) e tabela 11 para (LL).

De acordo com as análises descritivas, observou-se que o valor de pH da LT e LL manteve-se entre 7 e 10, nas duas lagoas. Neste estudo se verificou a importância e a influência deste parâmetro para a qualidade do tratamento das duas lagoas, reflexo das modificações físico-químicas ocorridas no efluente das duas lagoas experimentais.

Neste sentido, entende-se que uma das importantes características destas lagoas é sua profundidade. Segundo Cavalcanti (2008), a profundidade tem um efeito indireto sobre o pH: se a profundidade for grande, a massa de água onde ocorre a fotossíntese é relativamente pequena e por isso o consumo biológico de  $CO_2$  e o conseqüente aumento do pH será mínimo. Em contraste, em uma lagoa de maturação rasa pode haver um aumento considerável do pH. Estas transformações serão explicadas no decorrer da apresentação dos resultados deste trabalho.

Um dos efeitos do pH, descritos por Azov & Godmam (1982), inclui toxicidade da N-NH<sub>4</sub> para as células vivas em que o pH influencia na proporção de NH<sub>3</sub> livre e N-NH<sub>4</sub>. O aumento do pH abre a possibilidade de se efetuar também nas lagoas de polimento a **remoção** de nutrientes. Quando o pH sobe, o íon amônia (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) tende a se transformar em amônia molecular livre (NH<sub>3</sub>), um gás que irá se desprender da fase líquida. É quando ocorre, portanto, a remoção de nitrogênio da massa líquida pela dessorção de amônia.

Outros efeitos indiretos do pH, abordado por Mayo & Noike (1994) inclui a disponibilidade de P- PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> para algas, microalgas e macrófitas. Um pH elevado resulta numa mudança do equilíbrio das espécies de fosfatos e numa maior concentração do íon PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, o que por sua vez pode resultar na precipitação de sais como fosfato de cálcio (Ca<sub>3</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>) ou apatita (Ca<sub>10</sub>(OH)<sub>2</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>6</sub>). A remoção de nutrientes em lagoas de estabilização é muito mais difícil, porque a presença de uma concentração elevada de material orgânico inevitavelmente levará à geração de dióxido de carbono, o que por sua vez limita a possibilidade de um aumento expressivo do pH na lagoa.

A solubilidade de fosfatos em águas residuárias depende da concentração de cátions e do pH que, por sua vez, determina a concentração relativa das espécies de fosfato: H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub><sup>-</sup>, HPO<sub>4</sub> e PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>. Portanto, a remoção de fósforo se dá por sedimentação de material orgânico no fundo da lagoa e também pela precipitação de sais minerais de fosfato.

No presente estudo os resultados para alcalinidade total (mg/L) apresentou valores médios de 172,06mg/L para LT e 211,81 mg/L para LL. Sabe-se que as taxas relativas com que ocorrem a fotossíntese e a oxidação bacteriana afetam **indiretamente** parâmetros como a alcalinidade e a concentração dos nutrientes nitrogênio (N) e fósforo (P).

É sabido que o monitoramento da alcalinidade de bicarbonato é muito mais eficaz do que o monitoramento do pH, pois enquanto a escala do pH é logarítmica, a escala da alcalinidade é linear. Dessa maneira, um pequeno abaixamento do pH implica em consumo de alcalinidade, e portanto em diminuição significativa da capacidade tampão.



**Tabela 10:** Análise Descritiva para parâmetros físico-químicos da Lagoa com Telas (LT) durante o período experimental de 01/04/2007 a 18/01/2008.

Parâmetros	n	Média	DP ( $\pm$ )	Máximo	Mínimo	1ºquartil	Mediana	3ºquartil
Temperatura amostra (°C)	39	20,29	4,29	28,7	14,4	17	19,7	22,4
OD (mg/L)	39	1,69	1,49	5,3	0,02	1,3	0,4	2,7
Turbidez (NTU)	39	86,86	62,56	253	7	49,8	63	108,0
Condutividade Elétrica ( $\mu$ S/cm)	39	3,19	1,97	6,61	0,47	1,1	3,4	4,7
pH	39	8,28	0,58	10,02	7	8,1	8,2	8,5
Alcalinidade Total (mg/L)	39	172,06	47,75	251	100	125	174,5	230

Nesta pesquisa observou-se que a LT apresentou uma baixa alcalinidade, em comparação com a lagoa com lemas (LL). Sabe-se que em ambientes com baixa alcalinidade (onde ocorre consumo de CO<sub>2</sub> pela biota) ocorre a elevação do pH, o que foi claramente comprovado para maior parte do período experimental .

Diferente da LT, a lagoa com lemnas (LL) apresentou-se como um ambiente com alta alcalinidade, e por isso ocorreu uma baixa variação de pH (entre 7 e 8,5). Sabe-se que nesses ecossistemas mesmo ocorrendo altas taxas fotossintéticas, o consumo de CO<sub>2</sub> é imediatamente compensado pela dissociação de bicarbonato de cálcio.

**Tabela 11.** Análise descritiva para parâmetros físico-químicos da Lagoa com Lemnas (LL) durante o período de 01/04/2007 a 18/01/2008.

Parâmetros	n	Média	DP ( $\pm$ )	Máximo	Mínimo	1ºquartil	Mediana	3ºquartil
Temperatura amostra (°C)	39	19,69	3,76	28,3	13,5	16,8	19,5	22,5
OD (mg/L)	39	0,38	0,51	2,39	0,05	0,1	0,2	0,4
Turbidez	39	115,32	92,25	330	10,3	54,8	88,9	175,0
Condutividade Elétrica ( $\mu$ S/cm)	39	3,16	1,8	6,22	0,61	1,2	3,8	4,6
pH	39	7,78	0,42	8,95	7,07	7,6	7,7	7,9
Alcalinidade Total (mg/L)	39	211,81	72,15	400	35	152,5	220,0	250,0

Observou-se a partir da análise descritiva, que houve uma diferença acentuada na concentração de  $\text{N-NH}_4^+$  para valores mínimos médios chegando a 0,15 mg/L na (LT), como descrito na tabela 12 em negrito e de 10,82 mg/L na (LL) descrito na tabela 13.

**Tabela 12:** Análise Descritiva para parâmetros químicos da Lagoa com Telas (LT) durante o período experimental de 01/04/2007 a 18/01/2008.

Parâmetros	n	Média	DP ( $\pm$ )	Máximo	Mínimo	1ºquartil	Mediana	3ºquartil
DQOt (mg/L)	39	159,09	43,9	269	71,95	138,3	158	176,1
DQOs (mg/L)	39	90,29	33,68	180,4	28,25	62	88,2	113,3
DBOt (mg/L)	25	87,5	47,51	198,28	28	53	79	104
DBO <sub>5s</sub> (mg/L)	20	42,31		75,0	12,0			
(NTK) (mg/L)	10	21,89	7,77	33,6	4,62	18,2	23	25,8
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	39	18,07	9,53	33,83	<b>0,15</b>	11,1	20,0	25,6
N-NO <sub>2</sub> (mg/L)	39	0,56	0,95	4,65	0,02	0,1	0,2	0,7
N-NO <sub>3</sub> (mg/L)	39	1,69	1,76	6,6	0,21	0,4	1,0	2,0
P-PO <sub>4</sub> (mg/L)	39	8,16	5,88	33,3	2,18	5,3	6,4	10,4
ST (mg/L)	39	2522,4	1378,6	7690	716	1339,0	2676,0	3476,5
STF (mg/L)	39	1911,39	1043,82	4063	96	928,0	2096,0	2627,0
STV (mg/L)	39	630,08	817,17	6386	91	321,5	495,0	671,0
SS (mg/L)	39	61,84	33,8	143,6	4,8	37,2	65,2	78

Já a concentração mínima de ortofosfato na LT foi de 8,19 mg/L e na LL de 3,07 mg/L. Observou-se aparentemente que a LL obteve um melhor desempenho quanto à redução deste nutriente. As relações existentes para que se confirme esta observação, foram detalhadas nos gráficos dos resultados obtidos em Eficiência de Remoção.

**Tabela 13.** Análise descritiva para parâmetros químicos da Lagoa com Lemnas (LL) durante o período de 01/04/2007 a 18/01/2008.

Parâmetros	n	Média	DP ( $\pm$ )	Máximo	Mínimo	1ºquartil	Mediana	3ºquartil
DQOt (mg/L)	39	143,44	64,21	328,05	53,95	100,7	138,4	171,4
DQOs (mg/L)	39	90,19	38,77	255	22,3	67,2	90,9	106,5
DBOt (mg/L)	25	93,81	41,11	167	34	67,5	93	118,6
DBO <sub>5s</sub> (mg/L)	20	51,98	24,08	109	21			
(NTK) (mg/L)	10	31,89	11,29	47,6	9,52	28,0	33,6	36,4
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	39	25,48	7,7	39,7	<b>10,82</b>	21,9	25,6	31,4
N-NO <sub>2</sub> (mg/L)	39	0,1	0,18	0,85	0	0,0	0,0	0,1
N-NO <sub>3</sub> (mg/L)	39	0,52	0,38	1,88	0,16	0,3	0,4	0,6
P-PO <sub>4</sub> (mg/L)	39	10,41	4,01	21,09	3,07	7,7	10,2	13,1
ST (mg/L)	39	2409,18	1357,3	6985	755	1125,5	2429,5	3515,5
STF (mg/L)	39	1883,27	1143,7	6291	47	870,0	1851,5	2794,0
STV (mg/L)	39	674,49	1273,63	10415	40	259,0	487,5	740,0
SS (mg/L)	39	39,96	21,11	97,2	6	26	39,2	55,4

#### 5.4. Análise Geral Descritiva – Dados Biológicos

As análises estatísticas descritivas para os dados biológicos demonstraram que a lagoa de entrada apresentou concentrações de Coliformes Totais e *Escherichia coli* elevadas, porém esperadas para uma lagoa facultativa. Como se sabe a redução de *Escherichia coli* é, usualmente, o aspecto mais importante na avaliação da remoção de patógenos, uma vez que os coliformes fecais são bastante resistentes e a sua redução leva um tempo maior que a maioria dos organismos patogênicos.

Cavalcanti (2008) avalia que basicamente existem três fatores que influenciam a concentração de CF no efluente final de uma lagoa de maturação: 1) a concentração de CF no afluente da lagoa; 2) o valor do coeficiente de decaimento, que depende de vários fatores, dentre os quais a temperatura do ar e a profundidade são os mais importantes; 3) o regime hidráulico, notadamente a intensidade de mistura, se a lagoa for de fluxo contínuo.

As análises estatísticas descritivas para os dados biológicos da lagoa de Entrada (E) encontram-se na tabela 14. A lagoa apresentou concentração de Coliformes Totais e *Escherichia coli* elevadas, com as respectivas médias de 6,83E+06 e 7,80E+03. A média geral de clorofila *a* foi de 200 µg/L salientando-se que os valores apresentaram-se mais altos nos meses de verão.

**Tabela 14.** Análise descritiva dos dados biológicos da Entrada (lagoa afluente ao sistema) durante o período de 01/04/2007 a 18/01/2008.

Parâmetros	n	Média	DP (±)	Máximo	Mínimo	1ºquartil	Mediana	3ºquartil
Clorofila <i>a</i> (µg/L)	37	200	190	950	10	900	160	290
Coliformes Totais (NMP/100ml)	19	6,83E+06	1,01E+07	3,50E+05	3,60E+07	2,10E+06	2,40E+06	2,40E+06
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100ml)	19	7,80E+03	1,47E+04	6,30E+04	0,00E+00	1,00E+03	2,00E+03	8,60E+03

Os dados biológicos da (LT) encontram-se na tabela 15 e demonstram, a partir das análises estatísticas descritivas, que a concentração de Coliformes Totais e *Escherichia coli* apresentaram uma baixa remoção média. Por tratar-se de valores médios não se pôde concluir, em princípio, se houve baixa remoção. A média geral da clorofila *a* foi de 210 µg/L semelhante à lagoa afluyente, um resultado curioso visto que a lagoa de maturação com telas (LT) apresentou uma coloração esverdeada (devido à presença de algas) durante quase todo período experimental. A lagoa afluyente, ao contrário, apresentou uma coloração rosácea, característica de efluentes com elevada carga orgânica.

**Tabela 15.** Análise descritiva dos dados biológicos da Lagoa com Telas (LT) durante o período de 01/04/2007 a 18/01/2008.

Parâmetros	n	Média	DP (±)	Máximo	Mínimo	1ºquartil	Mediana	3ºquartil
<b>Clorofila <i>a</i></b> (µg/L)	37	210	170	640	0,0	600	220	290
<b>Coliformes Totais</b> (NMP/100ml)	19	2,45E+06	3,63E+06	2,50E+07	1,45E+03	1,10E+05	3,70E+05	2,40E+06
<b><i>Escherichia coli</i></b> (NMP/100ml)	19	1,32E+03	2,75E+03	1,18E+04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,00E+03

Já os dados biológicos da (LL) encontram-se na tabela 16. Quando comparados aos resultados encontrados para (LT), o que se observou em relação aos Coliformes Totais e *Escherichia coli* foi uma baixa eficiência de remoção média, apresentando como média 1,92E+06 e 2,21E+03 para coliformes totais e *Escherichia coli*.

**Tabela 16.** Análise descritiva dos dados biológicos da Lagoa com Lemnas (LL) durante o período de 01/04/2007 a 18/01/2008.

Parâmetros	n	Média	DP (±)	Máximo	Mínimo	1ºquartil	Mediana	3ºquartil
<b>Clorofila <i>a</i></b> (µg/L)	37	220	250	1260	-30	700	140	290
<b>Coliformes Totais</b> (NMP/100ml)	19	1,92E+06	3,63E+06	1,50E+07	1,50E+04	1,00E+05	4,40E+05	2,40E+06
<b><i>Escherichia coli</i></b> (NMP/100ml)	19	2,21E+03	6,83E+03	3,00E+04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,00E+03

## 5.5. Dados de Correlação entre os Parâmetros

A análise de correlação permitiu a identificação da influência de uma variável sobre as outras durante o tratamento dos esgotos. Nas Tabelas 17 e 18 estão descritas as correlações positivas e negativas observadas durante o tratamento na LT e na LL respectivamente. Neste caso, a correlação mediu a linearidade entre dois parâmetros, se for positiva indica que o aumento de um parâmetro físico perfaz aumentar o parâmetro em estudo. Se a correlação for negativa, o aumento de um parâmetro físico perfaz uma diminuição do parâmetro em estudo.

**Tabela 17:** Resumo da Análise de Variância para as principais correlações fortes entre os parâmetros mensurados na Lagoa com Telas (LT).

Parâmetros de Controle de Qualidade do Efluente (% Eficiência de Remoção )		
Parâmetro	Correlação Positiva ( $p > 0,05$ )	Correlação negativa ( $p < 0,05$ )
Temperatura do ar	DQOs; N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ; N-NO <sub>3</sub> ; DBOs <i>Escherichia coli</i> , Clorofila <i>a</i>	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>
Temperatura das Amostras	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>
Condutividade	Clorofila <i>a</i> ; N-NO <sub>3</sub>	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ; DBOs
pH	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ; DBOt	
Alcalinidade	SS	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>
Precipitação		ST
Oxigênio Dissolvido	DQOs; N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> ; Clorofila <i>a</i>
Insolação	DQOt	
Fotoperíodo		Clorofila <i>a</i>

Na (LT), as condições meteorológicas (principalmente temperatura do ar) apresentaram correlação positiva com eficiência de remoção (%) de clorofila *a*, *Escherichia coli* e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> no efluente e negativamente com as concentrações de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> indicando que em maiores temperaturas, intensidade luminosa e insolação foram obtidas as menores concentrações de *E. coli* e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> no efluente.

**Tabela 18:** Resumo da Análise de Variância para as principais correlações fortes entre os parâmetros mensurados na Lagoa com Lemnas (LL).

Parâmetros de Controle de Qualidade do Efluente (% Eficiência de Remoção )		
Parâmetro	Correlação Positiva ( $p > 0,05$ )	Correlação negativa ( $p < 0,05$ )
Temperatura do ar	DQOt; DQOs; N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> N-NO <sub>2</sub> ; P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ; ST; STV <i>Escherichia coli</i> , Turbidez	-
Temperatura das Amostras	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ; N-NO <sub>3</sub> ; P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , Turbidez	-
Condutividade	Clorofila <i>a</i>	DQOt; SS
pH		DQOt; SS
Alcalinidade	N-NO <sub>2</sub>	
Precipitação		DQOs; ST
Oxigênio Dissolvido		Clorofila <i>a</i> ; DBOt
Insolação	DQOt	
Fotoperíodo	DQOt; N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ; STF; Turbidez	Clorofila <i>a</i>

Já na (LL), as condições meteorológicas (temperatura do ar, fotoperíodo e insolação) apresentaram correlação positiva com eficiência de remoção (%) de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, *Escherichia coli*, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e DQOt no efluente e negativamente com as concentrações de Clorofila *a* indicando que em maiores temperaturas, intensidade luminosa e insolação o crescimento de algas é maximizado, porém em contrapartida a remoção de amônia foi maior.

### 5.6. Eficiência de remoção para Principais Parâmetros

A finalidade do tratamento por lagoas de maturação consiste no polimento final dos efluentes residuais, principalmente para eliminação de patógenos causadores de doenças de veiculação hídrica. Entretanto, neste estudo também se avaliou a capacidade de remoção de matéria carbonácea tentando comparar a eficiência das duas lagoas experimentais (LT) e (LL).

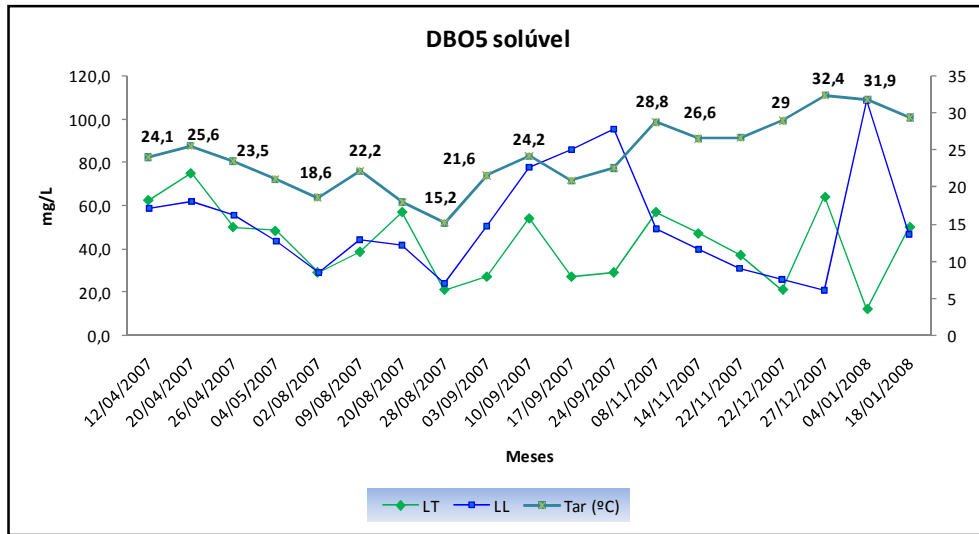
### 5.6.1. Eficiência de Remoção de Matéria Orgânica

A influência da matéria orgânica nesses sistemas pôde ser avaliada pela eficiência de remoção da DQO e DBO, mesmo não sendo o objetivo usual de tratamentos por lagoas de maturação. Nas figuras 15 e 16 verificam-se a variação das concentrações de  $\text{DBO}_5$  solúvel efluente ao longo do experimento e pode-se constatar que em geral os efluentes das duas lagoas experimentais não apresentaram diferenças significativas para este parâmetro.

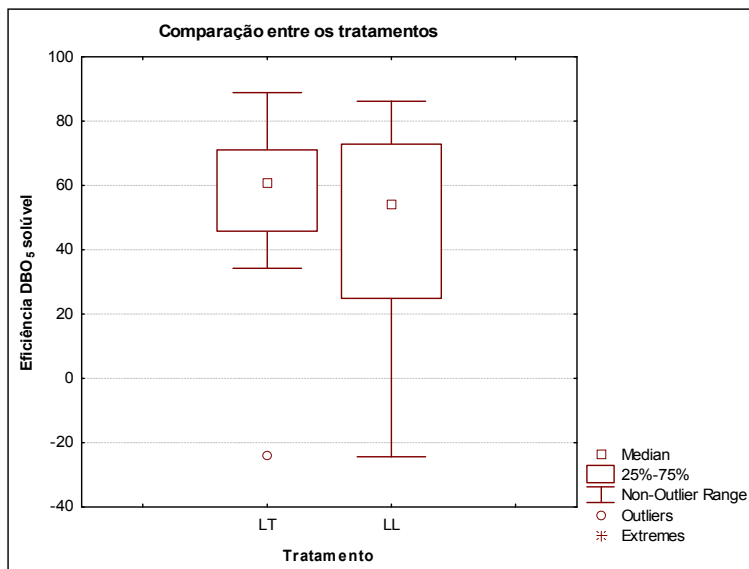
As análises estatísticas demonstraram ainda que a eficiência de remoção média de DBO para a LT foi de apenas 57,3% e de 47,3% para a LL, e não houve diferença significativa entre elas. Conforme consta na figura 16 uma maior variabilidade foi observada para a LL, demonstrando que a lagoa com biofilmes (LT) foi capaz de suportar maiores variações de carga orgânica.

As análises estatísticas de correlação de *Pearson* indicam que a relação entre  $\text{DBO}_5$  solúvel e a temperatura para a LT foram significativas ( $r: 0,55$  e  $p:0,015$ ). Isto quer dizer que, com o aumento da temperatura, houve também maior eficiência de remoção para este parâmetro. Já em relação à condutividade ( $r: -0,51$  e  $p: 0,0270$ ), o aumento desta variável diminuiu a eficiência de  $\text{DBO}_5$  solúvel. Sampaio (2007) avalia em seus estudos relações lineares existentes entre sólidos totais (matéria orgânica e inorgânica) e a condutividade elétrica. Segundo este autor, esta relação ocorre devido à presença de partículas que se encontram ionizadas e influenciam no aumento deste parâmetro.

Observou-se um aumento da concentração de  $\text{DBO}_5$  solúvel para a LL no mês de setembro em consequência do envelhecimento das macrófitas excedentes no efluente. A retirada das macrófitas das lagoas é essencial para que se garanta o bom tratamento dos esgotos, caso contrário o efeito pode ser inverso, pois as plantas transformam-se em fonte de matéria orgânica, além de propiciar o crescimento de algas e microalgas, que não interessam para este tratamento em especial.



**Figura 15:** Comparação do comportamento da DBO<sub>5</sub> solúvel nas duas lagoas ao longo do experimento (12/04/2007 a 18/01/2008) e a influência da temperatura do ar para os dois tratamentos.



**Figura 16:** Comparação da eficiência de remoção da DBO<sub>5</sub> solúvel para os dois tratamentos (LT) e (LL).

O comportamento da DQO nas unidades de tratamento ao longo do período de estudo (figura 17) demonstrou que os efluentes da LT e LL apresentaram condições similares entre si. A LT manteve o melhor desempenho nos meses de maio, agosto e outubro, relacionado com os meses mais quentes e como indicado pelas correlações estatísticas. A elevada concentração de matéria orgânica na LL foi proporcional ao aumento do excedente de lenhas, o que contribuiu para a menor qualidade do efluente desta lagoa.



A figura 18 compara a eficiência de remoção da DQO para as duas lagoas, onde se observa uma menor variabilidade na eficiência de remoção para a lagoa com biofilme em comparação com a lagoa de lemnas. Os resultados do teste de análise de variância demonstraram que a eficiência média deste parâmetro foi baixa, sendo de 26,4% para LT e 25,4% para LL, sem diferenças significativas.

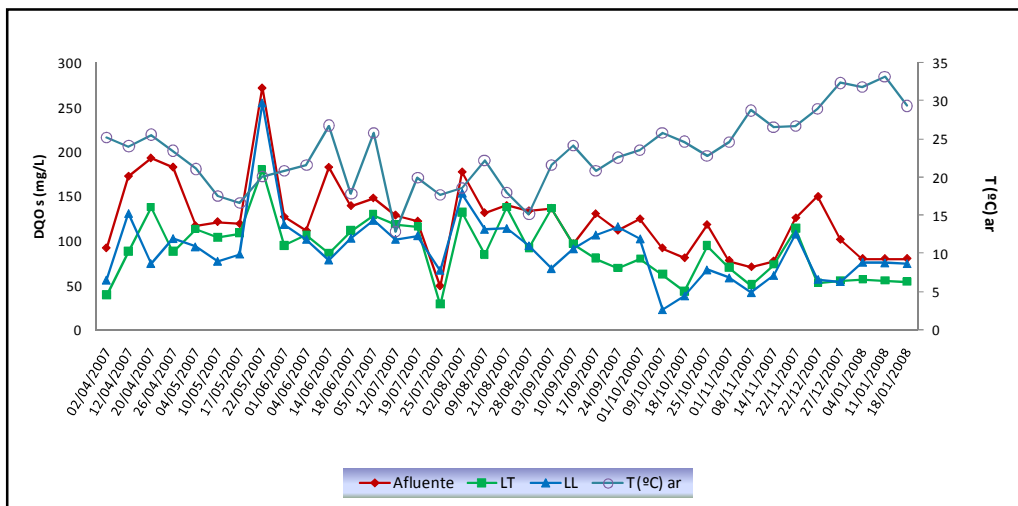


Figura 17: Comparação do comportamento da DQO<sub>5</sub> nas duas lagoas ao longo do experimento (12/04/2007 a 18/01/2008) e a influência da temperatura do ar para os dois tratamentos.

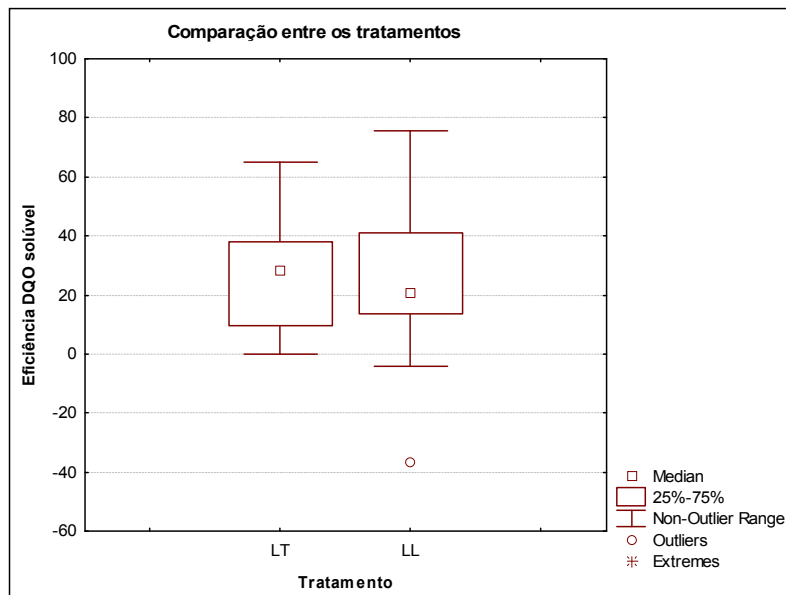


Figura 18: Comparação da eficiência de remoção da DQO solúvel para os dois tratamentos (LT) e (LL).

A carga de DQO<sub>s</sub> aplicada às duas lagoas foi alta e o tratamento aplicado ao afluente não garantiu a remoção da matéria orgânica nas duas lagoas. Porém, apesar da similaridade entre o comportamento da DQO<sub>s</sub>, testemunhou-se para LT que o aumento da matéria orgânica foi observado devido à uma maior concentração de algas na superfície da lagoa (equivalente aos 20 cm de profundidade), em detrimento da LL, onde a presença das algas não foi constante na maior parte do estudo. É possível que na LL a matéria orgânica originou-se da camada de biofilme formada nas raízes. Durante a coleta semanal das plantas essa camada era desprendida das raízes e permanecia suspensa na camada superficial da lagoa, onde foram coletadas as amostras.

Ressalta-se que as lagoas de maturação não são projetadas para tratamento da matéria carbonácea, sendo mais empregadas para remoção de organismos patogênicos como já citado e também para remoção de compostos orgânicos, como os nutrientes. A baixa taxa de oxidação (estabilização do MO), associada à alta taxa de produção fotossintética de OD, leva à prevalência da fotossíntese sobre a oxidação bacteriana. Por esta razão, o objetivo de lagoas de polimento deixa de ser estabilização do material orgânico, passando a ser remoção dos patógenos.

### **5.6.2. Coliformes Totais e *Escherichia coli***

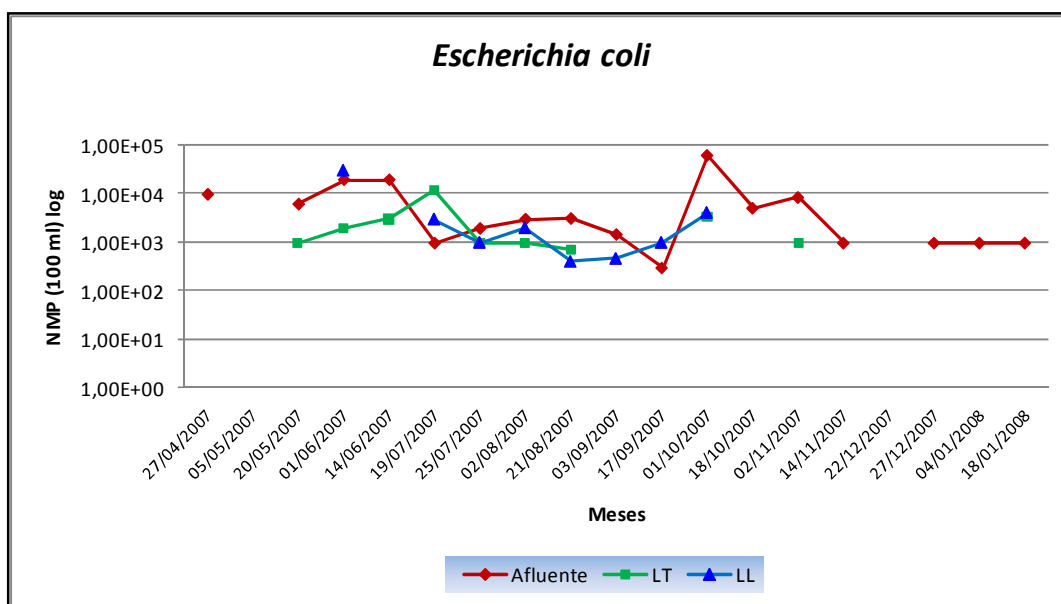
Neste experimento observou-se que as eficiências de remoção médias de Coliformes Totais nas duas lagoas foram de 65,7% e 53% para (LT) e (LL), respectivamente. Segundo teste ANOVA (Apêndice A) não houve diferença significativa entre elas. A correlação de *Pearson* indicou ainda que a influência das condições climáticas foram preponderantes para a boa eficiência de CT na (LT). Os resultados indicaram que aumento da temperatura influenciou na melhor eficiência de remoção dos patógenos.

Já para remoção de *E. coli* as lagoas experimentais LT e LL apresentaram uma eficiência de 20,9% e 44,8% (Tabela 19) respectivamente, o que representa uma eficiência de apenas 1 log. Apesar das boas condições de aerobiose e pH mais elevado, observados ao longo do experimento para lagoa com biofilmes (LT), estes resultados obtidos não foram satisfatórios.

Na maior parte do período estudado o comportamento de *E. coli* apresentado na Figura 19, demonstra que as duas lagoas experimentais apresentaram bom desempenho em relação à lagoa afluente. Entretanto, em meados de julho um aumento na concentração destes microrganismos foi observado, provavelmente causado pela diminuição da temperatura e radiação UV, ou por erros experimentais em campo ou laboratório.

**Tabela 19:** Descrição da eficiência média de remoção (%) dos patógenos (coliformes totais e coliformes fecais) nas lagoas LT e LL.

Eficiências	Tratamento	N	Média (%)	D P	Mínimo	1Quartil	Mediana	3Quartil	Máximo
Coliformes Totais	LT	19	65,7	40,3	0	30,6	84,6	95	99
	LL	19	53	107,53	0	67,9	84,8	95,4	99,4
	Geral	38	59,3	80,3	0	61,9	84,7	95	99
Coliformes Fecais	LT	19	20,9	284,1	0	84,1	94,4	100	100
	LL	19	44,8	103,9	0	50	100	100	100
	Geral	38	32,9	211	0	68,7	97,2	100	100



**Figura 19:** Comparação do comportamento da remoção de *Escherichia coli* nas duas lagoas ao longo do experimento (27/04/2007 a 18/01/2008) e a influência da temperatura do ar para os dois tratamentos.

Supõe-se que na lagoa com lemnas ocorreu a aderência destes organismos nas raízes das macrófitas, diminuindo sua concentração no efluente. As análises estatísticas

demonstraram ainda que a diminuição da temperatura média do ar (°C) teve forte influência para as mais baixas eficiências de remoção média de *Escherichia coli*.

Verificou-se que a presença deste patógeno nas duas lagoas experimentais foi quase nula nos meses mais quentes (novembro e dezembro) alcançando-se em janeiro uma remoção de 97% na LT, enquanto na LL ocorreu uma eficiência de remoção de 88% na mesma estação do ano.

No estudo de Araújo (2007) utilizando lagoas de maturação para tratamento de efluentes oriundos da suinocultura a remoção de *E. coli* foi sempre menor que 2 unidades *log*. A autora esclarece que a atenuação da luz na coluna d'água, conseqüente da alta concentração de clorofila *a* (800µg/L) e sólidos suspensos (>300 mg/L), foi a principal causa da baixa eficiência em seu estudo.

As mesmas características foram observadas para a lagoa de maturação com biofilmes no presente estudo. A alta concentração de algas na camada superficial da lagoa com telas, evidenciado também por altos teores de sólidos suspensos, pode ter causado o aumento de concentrações para os coliformes.

Em estudos de Ceballos *et. al* (1997), utilizando-se lagoas facultativas e de maturação verificou-se que os valores altos de clorofila *a* no efluente foram associados ao deslocamento de *Mycrocystis* ao longo da coluna de água. Esta alga teria contribuído com os valores elevados de coliformes, devido à sua capacidade de transportar, adsorvidas na sua mucilagem, as bactérias coliformes.

Segundo os mesmos autores a elevação do número de coliformes fecais seria decorrente tanto da adsorção de coliformes fecais na bainha mucilaginosa de *Microcystis* como os advindos do fundo da lagoa pela desestratificação e mistura da massa líquida. Estas algas transportariam os coliformes fecais aderidos à sua bainha mucilaginosa, desde as regiões mais profundas da lagoa para a superfície.

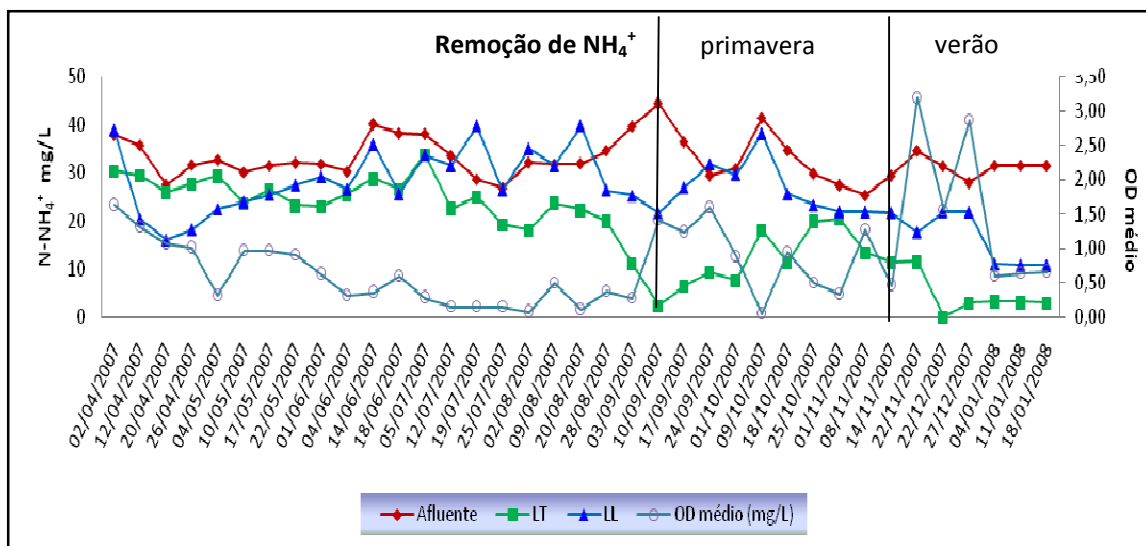
### **5.6.3. Eficiência de Remoção de Compostos Nitrogenados**

O comportamento da concentração de  $N-NH_4^+$  no afluente e nas duas lagoas experimentais pode ser observado na figura 20. Ao longo do experimento a concentração dos íons  $NH_4^+$  do esgoto afluente foi linear, com aumento entre o mês de

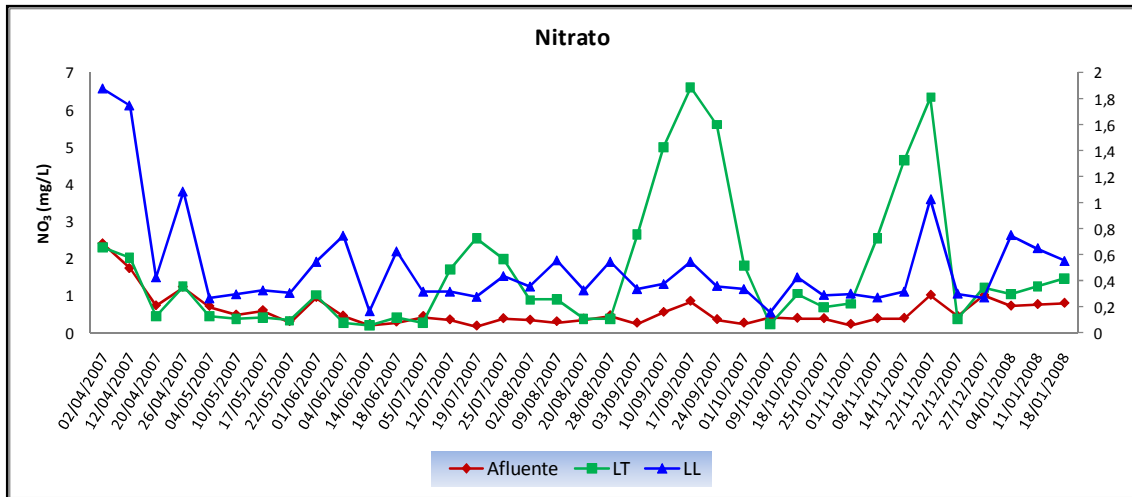
junho e outubro, chegando a 45mg/L. Para (LT) observou-se o melhor desempenho nos meses de setembro, outubro e dezembro, chegando a valores abaixo de 5mg/L no mês de setembro, por exemplo.

Verificou-se um aumento na concentração de  $N-NH_4^+$  para (LL), maior nos meses de julho e início de agosto. Este comportamento pode ser explicado por três motivos principais: 1) pelas baixas temperaturas registradas; 2) à camada de lemnas na lagoa, que impediu a atuação da radiação solar e por conseqüência, a volatilização; 3) pela influência da manta de lemnas que impediu o crescimento da biomassa algal, e em conseqüência impediu que ocorresse a assimilação deste íon por este mecanismo..

Os valores médios de oxigênio dissolvido puderam ser comparados para as duas lagoas, sendo observado que o OD influenciou e refletiu diretamente na concentração de  $N-NH_4^+$  nos efluentes coletados (Figura 20). O aumento na concentração de OD nas estações de primavera e verão teve como conseqüência a diminuição na concentração da amônia pelos mecanismos de volatilização e nitrificação comprovados pela assimilação algal (descrita com mais detalhe na Tabela 20). Observou-se também ao longo das análises laboratoriais o aumento na concentração de  $NO_3$  principalmente no início do mês de setembro e fim de novembro (começo do verão) conforme demonstra a figura 21.

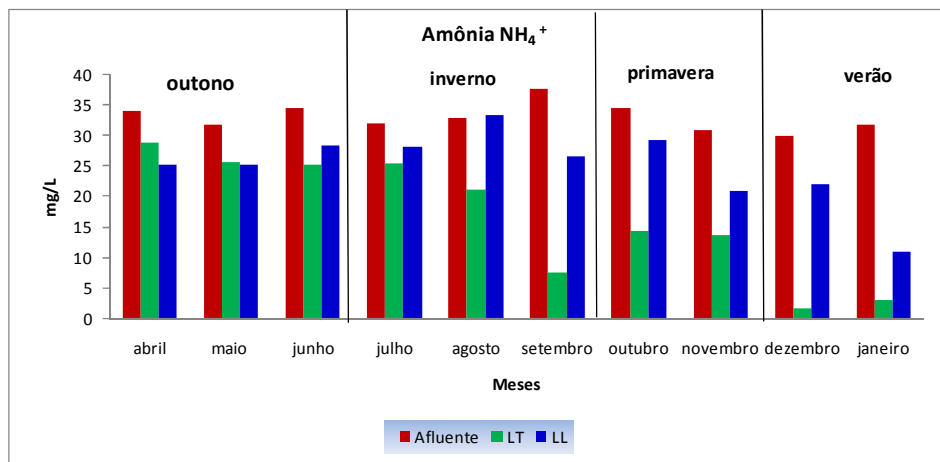


**Figura 20:** Comparação do comportamento de  $N-NH_4^+$  afluente,(LT) e (LL) e a influência do OD médio (mg/L) ao longo do experimento (02/04/2007 a 18/01/2008).



**Figura 21:** Comparação do comportamento de nitrato afluente, (LT) e (LL) ao longo do experimento (02/04/2007 a 18/01/2008).

Para os padrões de emissão de efluentes líquidos do Estado de Santa Catarina (Decreto nº 1425, 1981) o limite máximo em trechos de corpos de água para Nitrogênio Total é de 10 mg/L. Considera-se, portanto, os resultados encontrados neste estudo, satisfatórios para atender o padrão estabelecido pela Lei nº 5.793, de 15 de outubro de 1980, referentes à Proteção e a Melhoria da Qualidade Ambiental.

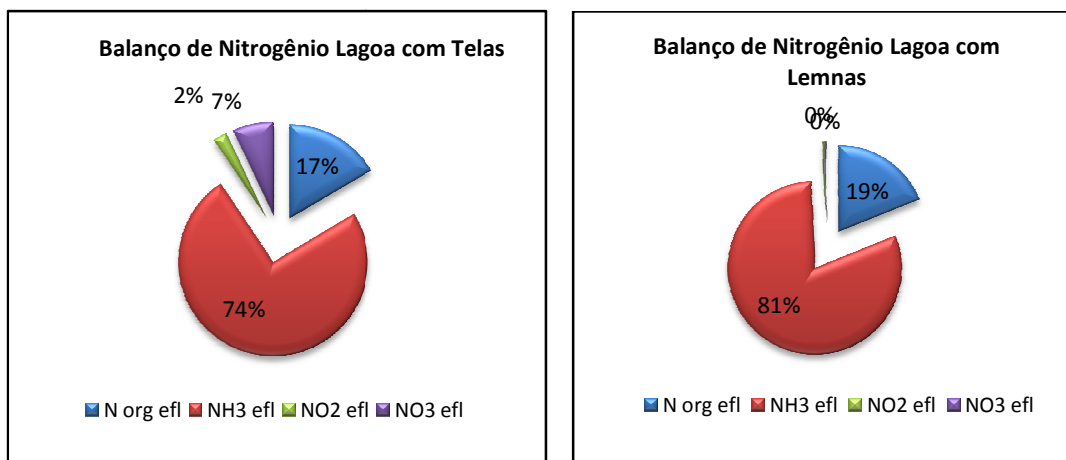


**Figura 22:** Diferenças entre as concentrações de amônia ( $\text{NH}_4^+$ ) ao longo do experimento (02/04/2007 a 18/01/2008), para o afluente, (LT) e (LL).

Casey *et al.* (2003) monitoraram um sistema de tratamento de esgoto com suportes de plástico, dispostos verticalmente em lagoas de maturação. Eles verificaram as concentrações de oxigênio dissolvido observando que o biofilme contribuiu para a boa aeração do sistema testado e que isto influenciou diretamente para a máxima eficiência de remoção de  $\text{NH}_4\text{-N}$  (acima de 98,8%) e uma taxa de remoção baseada na superfície dos módulos de biofilme de 0,68 a 1,94  $\text{g NH}_4\text{-N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ .

O balanço de nitrogênio das duas lagoas experimentais encontra-se descrito na figura 21 para lagoa LT e LL, respectivamente. Os cálculos foram realizados conforme descrito na metodologia para o balanço de nitrogênio. Observa-se a maior porcentagem de íons  $\text{NH}_4$  no efluente das lagoas com lemnas e a quase ausência de compostos nitrogenados ( $\text{NO}_2\text{-N}$  e  $\text{NO}_3\text{-N}$ ). A presença de compostos nitrogenados ( $\text{NO}_2\text{-N}$  e  $\text{NO}_3\text{-N}$ ) foi maior na lagoa com telas, confirmando que ocorreram processos de nitrificação.

Um comportamento distinto apresentou o tratamento da LT onde se observou a presença destes elementos ( $\text{NO}_2\text{-N}$  e  $\text{NO}_3\text{-N}$ ), indicadores das mudanças ocorridas no sistema, ou seja, da transformação de nutrientes orgânicos em compostos moleculares mais simples. Estas diferenças podem ser observadas na figura 21, a seguir.



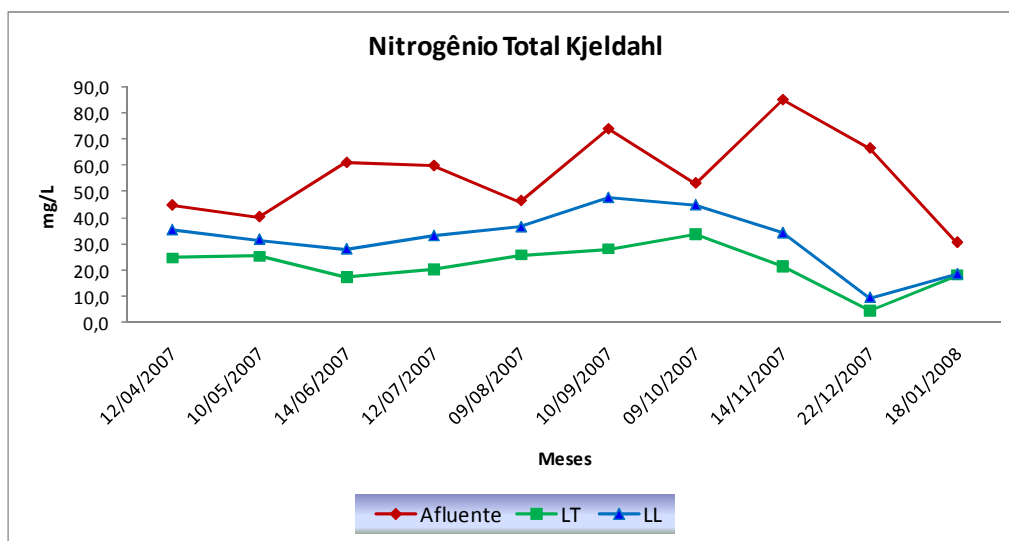
**Figura 23:** (a) Balanço de frações de nitrogênio no efluente da Lagoa com Telas. (b) Balanço de frações de nitrogênio no efluente da Lagoa com Lemnas. Convenções: Norg efl: Nitrogênio orgânico do efluente;  $\text{NH}_3$ : amônia efluente;  $\text{NO}_2$  efluente: nitrito efluente;  $\text{NO}_3$ : nitrato efluente.

A concentração de nitrogênio afluente e efluente de cada lagoa, bem como as concentrações médias das frações de nitrogênio, aplicadas e perdidas em cada lagoa encontram-se destacadas na tabela 20.

**Tabela 20:** Concentrações médias aplicadas e perdas de N orgânico, N-NH<sub>3</sub> e NT (mg/L) nas lagoas experimentais LT e LL.

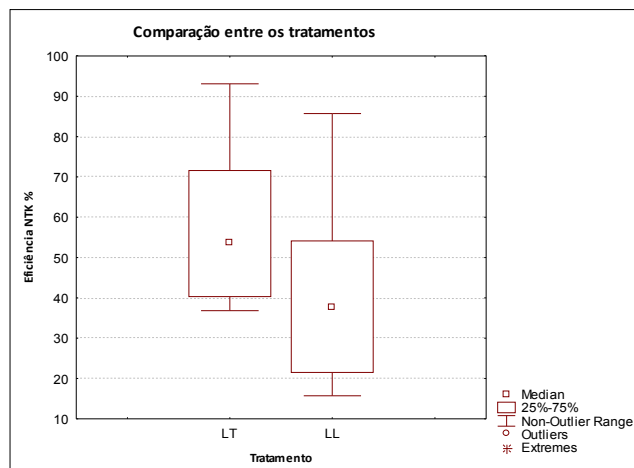
Concentração na Entrada das Lagoas (Afluente-Lagoa Facultativa)		
N orgânico (mg/L)	N-NH <sub>4</sub> (mg/L)	N perdido (mg/L)
23,3	32,91	89,80
Remoção da Lagoa com Telas (LT)		
N orgânico (mg/L)	N-NH <sub>4</sub> (mg/L)	N perdido (mg/L)
19,33	15,00	64,65
82,96%	45,58%	98,48%
Remoção da Lagoa com Lemnas (LL)		
N orgânico (mg/L)	N-NH <sub>4</sub> (mg/L)	N perdido (mg/L)
17,24	7,08	40,89
74%	21,51%	62,81%

Na figura 24 destaca-se o comportamento ao longo do experimento do Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), uma medida importante para determinar o nitrogênio disponível para as atividades biológicas. Essa medida reflete a quantidade total de nitrogênio na água analisada, soma do nitrogênio orgânico em suas formas diversas (proteínas e ácidos nucléicos em estados de degradação, uréia, aminas, etc.) e o amônio de íon NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.



**Figura 24:** Comparação do comportamento de NTK (mg/L) para as lagoas afluente, (LT) e (LL) ao longo do experimento (12/04/2007 a 18/01/2008).





**Figura 25:** Comparação da eficiência de remoção NTK entre os tratamentos(LT) e(LL)

Como esperado, observou-se no comportamento das lagoas experimentais uma semelhança entre os teores de NTK e os teores de íon amônio apresentados na Figura 20. A eficiência de remoção da lagoa LT foi mais acentuada, quando comparada à lagoa LL, chegando à máxima remoção de 70%, contra 50% da lagoa com lemnas. Estes resultados confirmam o bom desempenho para a lagoa de maturação LT, favorecido pelas condições da lagoa experimental, devido à presença de biofilmes formados na tela plástica.

Para avaliar a incorporação algal seguiu-se a metodologia utilizada por Araújo (2007), que efetuou os cálculos a partir dos valores de  $N-NH_4$  removido, salientando-se que para o presente estudo não se considerou o nitrogênio removido por sedimentação. Sabendo-se que a biomassa algal corresponde a 100 vezes a concentração de Clorofila  $a$ , o peso seco algal em mg/L corresponderá ao valor da clorofila  $a$  dividido por 100.

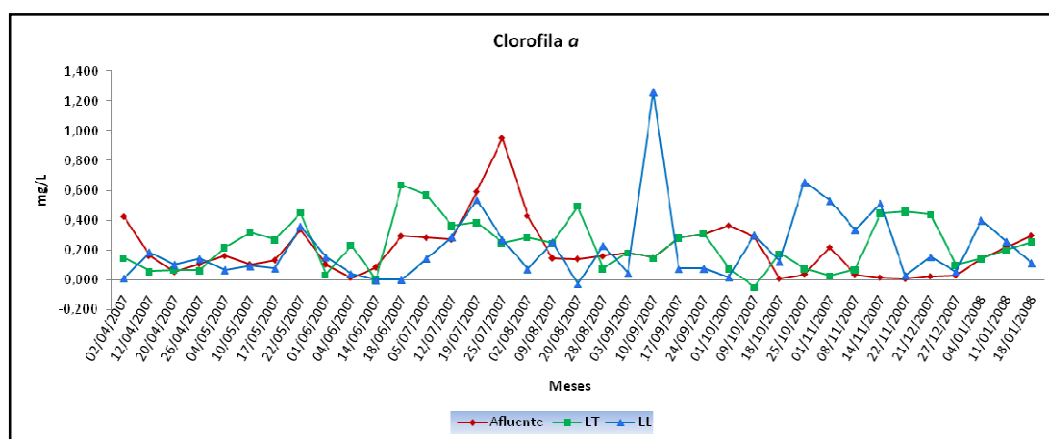
Na tabela 21 o cálculo para obter a porcentagem de nitrogênio incorporado em mg/L será o valor do peso seco algal dividido por 100. Portanto, a porcentagem de nitrogênio incorporado em relação ao total de  $N-NH_3$  perdido mensurou-se conforme estas informações e a fórmula proposta na metodologia.

**Tabela 21:** Incorporação da Biomassa Algal nas Lagoas Experimentais.

Lagoa Piloto Experimental	Clorofila <i>a</i> (µg/L)	Peso Seco Algal (mg/L)	N incorporado (mg/L)	N-NH <sub>4</sub> removido (mg/L)	% Nitrogênio Incorporado
Entrada	204,65	20,47	2,04	-	-
Lagoa Telas	230,51	23,05	2,31	15,56	14,84
Lagoa Lemas	215,81	21,58	2,16	7,00	30,8

Os resultados demonstraram uma remoção expressiva de N-NH<sub>4</sub> para a lagoa com telas em comparação com a lagoa de lemnas. Porém observa-se uma diferença substancial para a porcentagem de nitrogênio incorporado da lagoa com lemnas. Tudo indica que os mecanismos de remoção para N-NH<sub>4</sub> foram diferentes para cada lagoa. Na tabela 21 observa-se que a concentração média de clorofila *a* para as duas lagoas foi quase semelhante, embora se entenda que a camada de lemnas tenha impedido o crescimento de microalgas.

Os valores altos de clorofila *a* do período em que ocorreu a morte das macrófitas (setembro) foram de aproximadamente 1.200 mg/L. Este fato se explica pelo aparecimento de frestas na cobertura da lagoa de macrófita, que contribuíram para aumentar a concentração média deste parâmetro quando da avaliação dos dados, como observa-se na Figura 26.



**Figura 26:** Comparação do comportamento de clorofila *a* (mg/L) afluente, da (LT) e da (LL) ao longo do experimento (02/04/2007 a 18/01/2008).

A assimilação algal é uma importante via de remoção de nitrogênio. Por exemplo, a alga *Chlorella* sp. pode fixar 25% da amônia em sistema em batelada e 100% em sistema contínuo, sendo rapidamente sintetizado em aminoácidos pelas algas (SILVA, 2006)

Silva (2006) avaliou em seu trabalho a biorremoção de nitrogênio em efluentes fósforo e metais pesados de efluentes residuais através do uso de *Chlorella vulgaris* e verificou uma eficiente remoção, de 82,18% (21,92 mg.L<sup>-1</sup>) para N-NH<sub>3</sub>; e de 51,90% (18,167 mg.L<sup>-1</sup>) para P-Total.

Em conjunto com os sólidos suspensos e alcalinidade, a clorofila *a* consiste num dos parâmetros comumente utilizados para avaliar a qualidade do tratamento e as modificações mais importantes ocorridas no sistema.

Neste estudo, pelos valores médios encontrados observa-se um acréscimo da clorofila *a* para a lagoa com biofilmes muitas vezes superior à lagoa afluenta chegando a uma média aproximada de 230 µg/L. Na lagoa com lemnas este valor alcançou 215µg/L. A partir da quantificação da biomassa algal estabelecida nas duas lagoas pode-se afirmar que para a lagoa com telas, a presença de algas gerou o oxigênio molecular necessário para manter a aerobiose do sistema.

A lagoa com lemnas apresentou ao longo de todo experimento uma baixa concentração de clorofila *a*. Verifica-se um aumento nos teores deste parâmetro (mês de setembro), aparentemente causado pela retirada da cobertura de lemnas que provocou o surgimento de “lacunas” na lâmina d’água e o conseqüente aumento de biomassa algal. Entretanto, não se descarta a possibilidade de erro experimental.

Sabe-se que os dois produtos da degradação da clorofila *a*, o feoforbídeo *a* e a feofitina *a*, podem interferir na determinação da clorofila *a* ao absorverem luz e fluorescerem na mesma região do espectro. Se esses feopigmentos estiverem presentes na amostra, poderão ocorrer erros significativos na concentração de clorofila *a* (BARROSO, 1998).

#### 5.6.4. Eficiência de Remoção de Ortofosfato

O comportamento da concentração do nutriente ortofosfato ( $P-PO_4^{3-}$ ) das duas lagoas experimentais está representado pela figura 27. De maneira geral observa-se que a LL manteve ao longo de boa parte do experimento uma concentração abaixo de 15 mg/L, exceto no início da estabilização do sistema.

Para a lagoa com lemnas observou-se um aumento da concentração deste nutriente chegando a 20 mg/L nos meses de julho e agosto, superior aos valores do esgoto afluente. Para esta lagoa, não houve grandes oscilações na concentração deste nutriente, observou-se apenas que nos meses mais quentes ocorreu um ligeiro aumento.

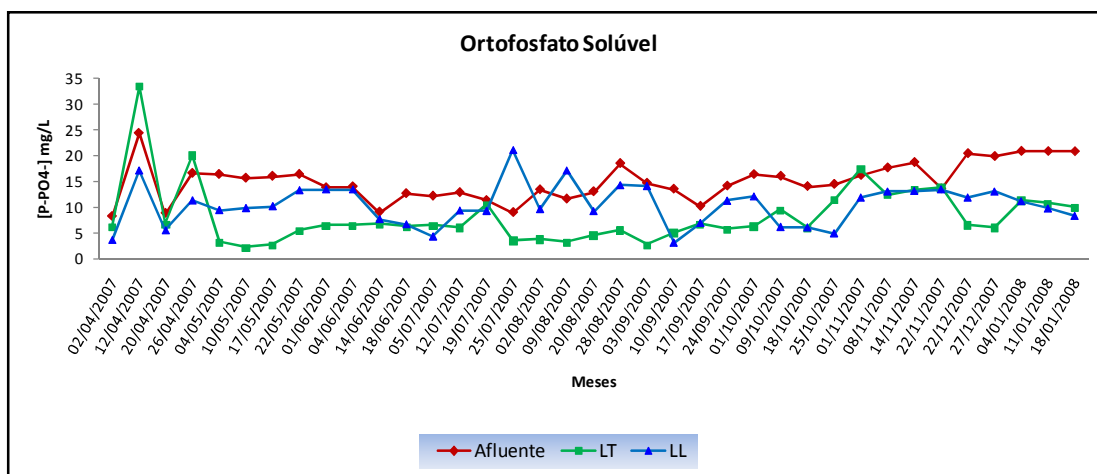
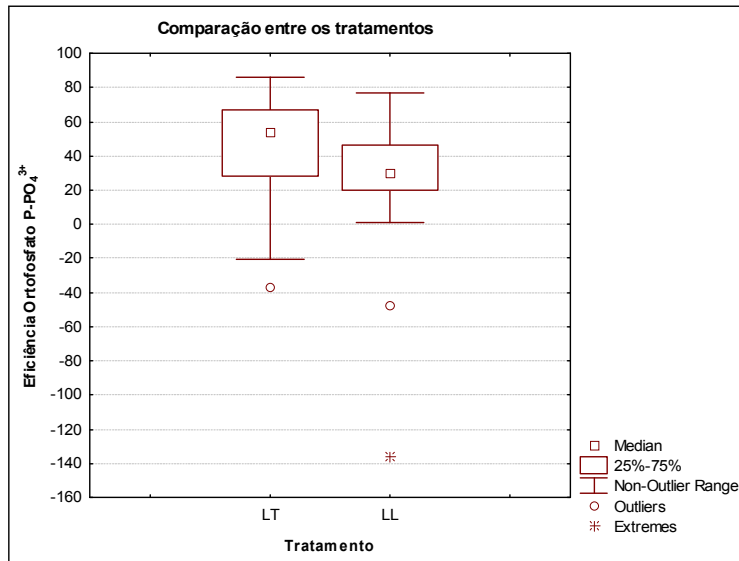


Figura 27: Comparação do comportamento de ortofosfato solúvel (mg/L) para as lagoas afluente, (LT) e (LL) ao longo do experimento (02/04/2007 a 18/01/2008).

A eficiência da remoção deste íon pode ser visualizada na Figura 28, com valores médios próximos a 65% para LT e 40% para lagoa com lemnas. Para os padrões de emissão de efluentes líquidos do Estado de Santa Catarina (Decreto nº 1425, 1981) o limite máximo em trechos de corpos de água para Fósforo Total é de 1mg/L. Considera-se, portanto, os resultados encontrados neste estudo, ainda altos, para este nutriente.

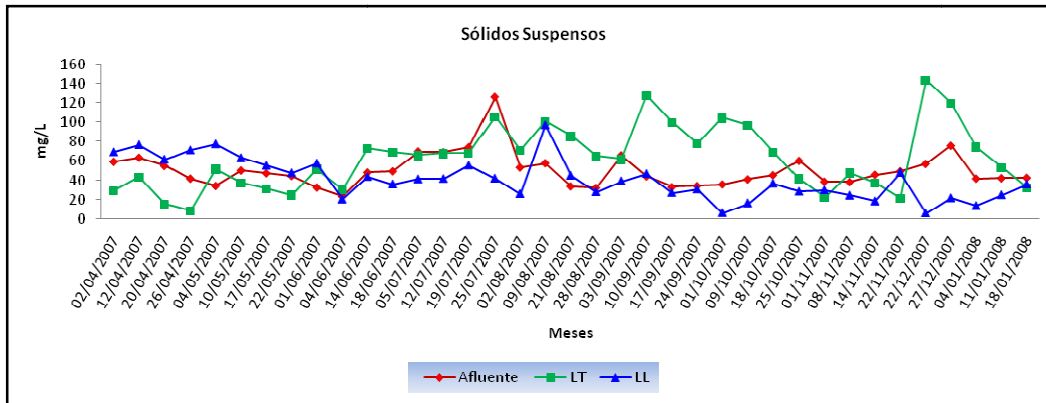


**Figura 28:** Comparação da eficiência de ortofosfato entre os tratamentos (LT) e (LL).

O aumento da biomassa de algas e do pH na (LT), corroboram com os mecanismos de assimilação e volatilização maximizados pela presença dos biofilmes. Observou-se, concomitante a estas características, uma diminuição de teores de ortofosfato solúvel, fortemente relacionadas com o aumento da temperatura e queda da alcalinidade. Nessas condições, pode-se afirmar que a redução de teores deste nutriente aconteceu devido à assimilação pela biomassa algal, bem como pelo aumento do pH que favoreceu a precipitação do elemento sob a forma de hidroxiapatita.

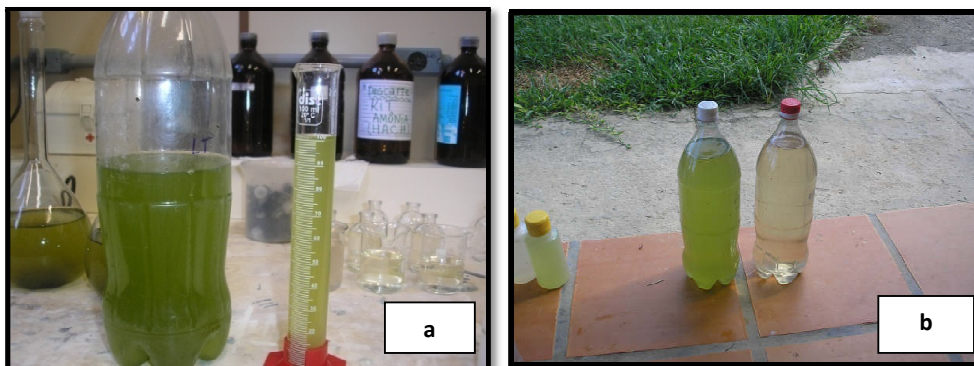
### 5.6.5. Eficiência de Remoção de Sólidos

O comportamento da concentração de sólidos suspensos deste estudo apresenta-se na figura 29. Observa-se que a (LT) apresentou em praticamente todo período estudado um aumento considerável na concentração deste parâmetro chegando a 140 mg/L, devido ao crescimento de algas em sua superfície, também verificada pela coloração verde escura da lagoa (figura 30).



**Figura 29:** Diferenças da variação do comportamento de sólidos suspensos no afluente, na (LT) e na (LL) ao longo do experimento (02/04/2007 a 18/01/2008).

Por tratar-se de uma lagoa de maturação adaptada em presença de materiais suportes (tela de malha), a influência do biofilme no final do experimento pôde ser observada, o que pode ter influenciado na média geral. Isto indica que o desprendimento causado no final do experimento seguiu a dinâmica de colonização de materiais suportes pelos organismos perifíticos já exemplificados com detalhes na revisão bibliográfica.



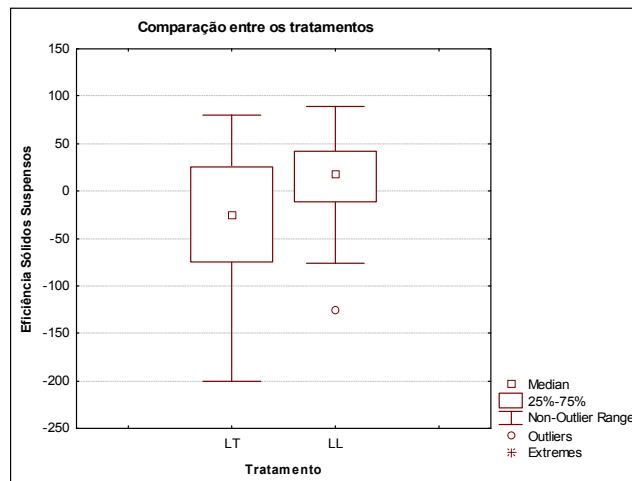
**Figura 30:** (a) Aparência do efluente da lagoa de maturação com telas. (b) Comparação da cor entre as duas lagoas experimentais: à esquerda LT e à direita LL.

A média mensal dos valores de sólidos suspensos para a lagoa com lemnas variou de 13,8 mg/L a 69,87 mg/L e apresentou melhores resultados a partir do mês de outubro. É importante demonstrar a expressiva remoção de sólidos suspensos alcançados neste estudo para a lagoa com macrófitas (com média máxima de 40%), visto que a remoção de sólidos em suspensão em lagoas de maturação pode ser considerada somente razoável.

Em vários estudos demonstra-se que concentrações relativamente altas de sólidos suspensos têm sido observadas mesmo em efluentes de lagoas de maturação em escala-piloto. Nota-se no início da pesquisa uma concentração maior de SS, conseqüência da adaptação das plantas às condições da lagoa, clima e temperatura locais, visto que as plantas foram coletadas de outro habitat como citado na metodologia.

Outro aumento ocorrido no mês de agosto demonstra o crescimento da concentração de SS, conseqüência direta do envelhecimento e retirada em excesso das plantas que deixou lacunas na superfície da lagoa e propiciou maior crescimento de algas planctônicas.

O módulo com biofilme apresentou maiores concentrações de material suspenso em relação ao tratamento em presença de lemnas. As análises estatísticas avaliaram uma eficiência negativa para a lagoa com biofilme, e positiva para lagoa com lemnas, com diferenças significativas entre as duas (Figura 31).



**Figura 31:** Comparação da eficiência de sólidos suspensos entre os tratamentos.

Estes resultados encontrados para a Série de Sólidos não contemplam os estudos de Bento (2005) e Jungles (2007) para lagoas com biofilmes, que consideram que a redução na concentração de SS e turbidez acontecem com a aderência dos microrganismos nas superfícies. Quando estas superfícies estão disponíveis nas lagoas, ocorre uma competição dos microrganismos pelos suportes e a conseqüente redução do plâncton no meio líquido (CRAGGS *et al.*, 2000 & BENTO, 2005).

A discussão dirige-se, portanto à provável ineficiência do substrato escolhido, que a partir do mês de setembro sinalizou um pequeno desprendimento das camadas mais superficiais do complexo perifítico. Sabe-se que os distúrbios causados pelos regimes hidráulicos possuem grande influência sob a rigidez e a duração dos gradientes perifíticos. Quando comparado a outros substratos (PVC, vidro, etc), o que se observou foi que a tela utilizada para este experimento não foi passível de garantir a boa adesão do biofilme e resistir à influência das variações dos regimes hidráulicos aplicados ao experimento.

Sabe-se que a resposta algal e perifítica pode variar para os diferentes habitats tornando a composição das espécies que cresceram no suporte e o nível de “apinhamento” das células do emaranhado específicos para cada biofilme. Talvez o biofilme formado não tenha sido formado de maneira a selecionar os organismos que causassem maior adesão ao substrato.

Outra explicação também diz respeito à profundidade das lagoas de maturação. Nos estudos de Oliveira (1995), observou-se que em lagoas de maturação com 1,5 m de profundidade, numa série longa de 10 lagoas, a concentração de SS alcançou entre 28 e 60 mg/L ao longo de dois períodos experimentais. Já nas pesquisas de Silva (1982), testemunhou-se uma faixa de 45 a 78 mg/L em lagoas de maturação de três experimentos numa série de lagoas rasas (1m). Oliveira (1990) verificou faixas de concentrações mais baixas (entre 21 - 33 mg/L) em lagoas de maturação mais profundas (2,2 m).

Oliveira (1997) argumenta ainda que os sólidos suspensos provenientes da presença de algas em efluentes de lagoas possuem características diferentes de sólidos de águas residuárias brutas ou tratadas através de outros processos. Por esta razão raramente obedecem ao limite mínimo de 30 mg/L comumente exigido, em países como Reino Unido, Estados Unidos e Brasil para descarga em corpos receptores.

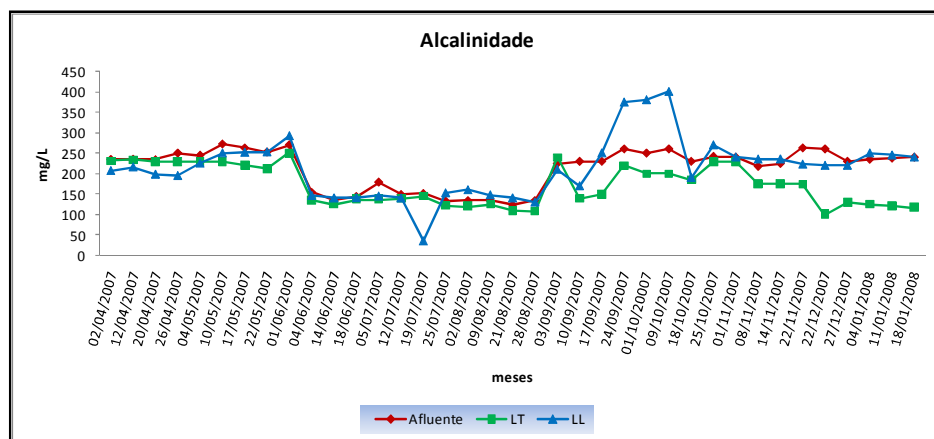
Recentemente a Comunidade Européia (CEC, 1991), reconheceu o caráter particular dos SS devidos à presença de algas em efluentes de lagoas de estabilização e admitiu uma concentração limite máxima de 150 mg/L.



No presente estudo a baixa eficiência da remoção de sólidos suspensos da lagoa com telas apresentou correlação negativa com parâmetros, como pH ( $r: -0,56$ ;  $p < 0,05$ ) e condutividade ( $r: -0,41$ ;  $p < 0,05$ ). Isto significa que o aumento do pH em decorrência da presença de algas na superfície da lagoa com biofilme e o aumento da quantidade de íons e sais presente no efluente conduziram à baixa remoção de SS. Sabe-se também que com a ocorrência da nitrificação na LT, ocorre o consumo da alcalinidade e quanto menor a alcalinidade (consumo de alcalinidade), menor o pH. Esta redução pode ter a consequência direta e inibir mecanismos de nitrificação.

Já na lagoa com lemnas a correlação positiva média entre a alcalinidade e a eficiência de sólidos suspensos ( $p: 0,0170$ ;  $r: 0,39$ ) indicou que a produção da alcalinidade nesta lagoa ocorreu em setembro e outubro por processo de desnitrificação, causado basicamente por bactérias, dentre elas as do gênero *Alcaligenes* e *Pseudomonas*. Segundo Bento (2005) a produção de alcalinidade é interessante para a concepção de sistemas que acoplam nitrificação e desnitrificação, possibilitando um equilíbrio natural do pH no processo. Ressalta-se que a eficiência para a (LL) também esteve durante todo o experimento diretamente relacionado à presença da macrófita *Lemnaceae*.

O comportamento do parâmetro físico-químico alcalinidade encontra-se descrito na figura 32. Observa-se que a (LT) não apresentou grandes variações, alcançando 251mg/L no mês de junho e 100 mg/L no mês de dezembro. Demonstra-se, portanto a característica mais marcante deste módulo experimental, que tem relação com a presença de algas e o conseqüente aumento de pH, fundamental para os mecanismos de volatilização e nitrificação.



**Figura 32:** Comparação do comportamento da alcalinidade (mg/L) para as lagoas afuente, (LT) e (LL) ao longo do experimento (12/04/2007 a 18/01/2008).

Quando o pH sobe (maior que 8,5), o íon amônia ( $\text{NH}_4^+$ ) tende a se transformar em amônia molecular livre ( $\text{NH}_3$ ), um gás (que por ser muito solúvel em água) que irá se desprender da fase líquida quando a temperatura for elevada. Desta maneira, haverá remoção de nitrogênio da massa líquida pela dessorção de amônia (CAVALCANTI *et al.*, 2008).

Em lagoas de tratamento de águas residuárias ocorrem vários processos que afetam a alcalinidade e/ou a acidez e, portanto, indiretamente o valor do pH, sendo os mais importantes: 1) remoção biológica de  $\text{CO}_2$ , quando o consumo fotossintético predomina sobre a produção pelas bactérias ou pela dessorção para a atmosfera e 2) a dessorção de  $\text{NH}_3$ . Geralmente, altos valores de clorofila *a* são acompanhados por elevados valores de pH. Estes valores, encontrados nas saídas das lagoas de maturação, são menores que nas lagoas facultativas, pois, segundo König (2000) as concentrações de biomassa das algas do efluente se aproximam das suas concentrações na massa líquida no interior da lagoa.

Por este motivo a utilização de módulos experimentais que utilizem suporte para o desenvolvimento de biofilme torna-se necessário. A otimização e maximização das condições (pH, alcalinidade, clorofila *a*) que favoreçam a presença concentrada de microrganismos como algas e bactérias favorecem a transformação dos compostos orgânicos em elementos moleculares mais simples.

Por mais eficientes que sejam os processos de estabilização em lagoas de maturação convencionais, estas ainda são pouco eficientes na remoção mineral (especialmente de nutrientes), transferindo o problema aos corpos receptores. Como consequência, o crescimento descontrolado de algas pode causar florações que produzem diferentes metabólitos secundários, sendo que alguns possuem ação tóxica (cianotoxinas) sobre diferentes organismos e tipos celulares.

Algumas dessas cianotoxinas podem causar sérios danos à saúde pública e ambiental, o que gera grande preocupação às companhias de saneamento. É importante, portanto que se entenda a participação e a dinâmica destes microrganismos como atores fundamentais para o bom entendimento destes sistemas.

Conhecer a dinâmica desses sistemas consiste em avaliar todo tipo de influência seja climática, microbiológica ou operacional. Os resultados acima representados em tabelas e gráficos são importantes para avaliar as transformações físico-químicas ocorridas em lagoas de estabilização, porém uma análise da microbiota dessas lagoas torna os resultados mais legítimos e passíveis de conclusões mais concisas.

Apesar de poucas pesquisas existentes nesta área, os resultados obtidos neste estudo podem confirmar a boa remoção de nutrientes e coliformes para lagoas com biofilmes, ressaltando-se algumas características operacionais. A utilização de diferentes substratos é uma prática importante que avalia a capacidade de adesão das células, a dinâmica de colonização dos organismos e ainda permite a comparação com outros autores que será descrita adiante.

### **5.7. Caracterização e Composição da Comunidade Fitoplanctônica e Perifítica (biofilme)**

Como já discutido na revisão bibliográfica a presença de bactérias, algas e cianobactérias é o que basicamente determina a dinâmica das lagoas de estabilização. É bem conhecido e consolidado que os gêneros e espécies de algas variam de acordo com as características das águas, temperatura, intensidade de radiação e quantidade de luz solar, dentre outros (ZANOTELLI *et al*, 2002).

As tabelas 22, 23 e 24, apresentam a frequência e a abundância dos organismos fitoplanctônicos encontrados durante o período experimental nas três lagoas. Destaca-se a presença constante de algas da Divisão **Chlorophyta** e **Euglenophyta** na maior parte do período estudado. Estes resultados corroboram com o de Lopes (2005) e outros estudos realizados em lagoas de estabilização no estado de Santa Catarina que avaliaram que a presença destes organismos pode revelar o bom funcionamento operacional de lagoas de estabilização.

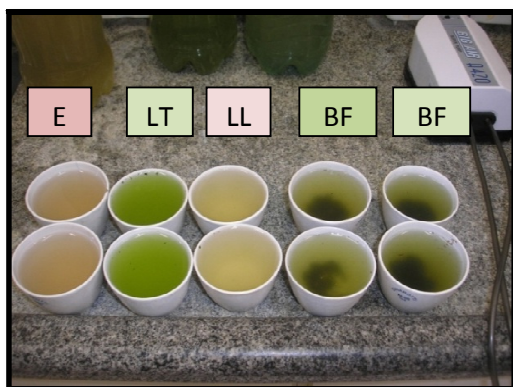
Como esperado observou-se que a frequência e abundância das algas fitoplanctônicas da lagoa de maturação com lemnas foram menores que na lagoa de maturação com telas.

Nesta lagoa, a dominância do gênero *Chlamydomonas* sp., algas flageladas que se movem ao longo da coluna d'água, podem indicar condições de altas cargas orgânicas, segundo Branco (1978).

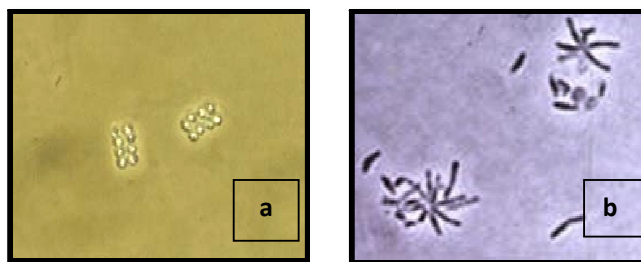
Observou-se também a frequência de algas fitoplânctônicas da Divisão **Heterokonthophyta (Bacillariophyceae)**, também conhecidas como diatomáceas, nas duas lagoas analisadas. Estas algas foram observadas com grande frequência nos dois tratamentos, devido provavelmente às próprias condições operacionais aplicadas (presença de suportes biológicos e artificiais, que auxiliam na adesão de espécies bênticas).

Tudo indica que a presença destes organismos ocorreu devido aos princípios básicos da adesão, formação e colonização celular dos biofilmes. A lagoa de lemnas (LL) por utilizar um substrato biológico (natural) formado pelas raízes aquáticas destas macrófitas apresentou grande influência dos regimes hídricos. Supõe-se também que a retirada da cobertura de lemnas, resultou no desequilíbrio da colonização e adesão celulares para a formação de comunidades perifíticas nas macrófitas utilizadas.

A coloração rosácea (Figura 33) característica marcante do afluente indicou a sobrecarga orgânica, supondo que bactérias sulfato-redutoras provavelmente *Rhodopseudomonas* e *Thiopedia rosea* estivessem atuando (Figura 34). Estas bactérias são indicadoras de condições anaeróbias.



**Figura 33:** Diferença de coloração entre as três lagoas E - Entrada; LT - lagoa com telas; LL - lagoa com lemnas. Onde BF: biofilme - Condições extremas.



**Figura 34:** (a) *Rhodopseudomonas*; (b) *Thiopedia rosea*. Fonte: <http://microbewiki.kenyon.edu/index.php/Rhodopseudomonas> e Barros *et al* (2000), respectivamente.

Barros *et al.* (2000), observaram em seu estudo que a modificação da população microbiana de uma lagoa facultativa tratando efluente líquido de abatedouro de frango. Estes autores afirmam que o efluente da lagoa anaeróbia rico em sulfeto decorrente de uma alta taxa de aplicação superficial, em conjunto ao sulfeto afluente à lagoa facultativa, provocou condições especiais para que as bactérias púrpuras (*Thiopedia rosea*) crescessem.

Veenstra *et al.* (1995), estudaram a presença de bactérias púrpuras do gênero *Rhodopseudomonas* em lagoas de estabilização e associaram a presença dessas bactérias à altas concentrações de amônia e sulfeto, aliadas a temperaturas elevadas e boas condições de insolação. Segundo os autores, estes organismos oxidam os sulfetos a sulfatos, provocando o aumento de turbidez da água nas camadas superficiais da lagoa, impedindo a passagem de luz para as camadas mais profundas, promovendo a queda da concentração de oxigênio dissolvido e do pH.

Tabela 22: Principais organismos presentes na Lagoa Afluente ao sistema experimental no período de abril de 2007 a janeiro de 2008.

Lagoa Afluente									
Raros									
Abr.	Mai.	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.	Jan.
<i>Ankistrodesmus acicularis</i>	Ciliado NI	Euglenas sp.	<i>Pediastrum</i> sp.	Ciliado NI <i>Chroococcus</i> sp.	<i>Ankistrodesmus acicularis</i>	<i>Phormidium</i> sp.	<i>Navicula</i> sp.	<i>Chlamydomonas</i> sp.	-
<i>Anabaena</i> sp.	<i>Anabaena</i> sp.	Nematóides <i>Phormidium</i> sp. <i>Phacus</i> sp.			<i>Ankistrodesmus angustus</i> <i>Oscillatoria</i> sp.	<i>Spyrogyra</i> sp.	Diatomácea NI <i>Scenedesmus</i> sp. <i>Phacus</i> sp.	Beggiatoa	
Poucos									
<i>Chlorella</i> sp.	<i>Euglena</i> sp.	<i>Chlorella</i> sp.	Diatomáceas	<i>Cosmarium</i> sp.	<i>Ankistrodesmus</i> sp.	<i>Euglena</i> sp.	<i>Ankistrodesmus</i> sp.	<i>Phacus</i> sp.	<i>Oscillatoria</i> sp.
<i>Euglena</i> sp.	<i>Chlorella</i> sp.	<i>Chlamydomonas</i> sp.	<i>Closterium</i> sp.		Ciliados	<i>Chlorella</i> sp.	<i>Spirulina</i> sp.	<i>Ankistrodesmus</i> sp.	
	DiatomáceaNI	<i>Oscillatoria</i> sp.	<i>Chlamydomonas</i> <i>Chlorella</i> sp.		<i>Chlorella</i> sp.	Diatomáceas <i>Chroococcus</i> sp.	<i>Spyrogyra</i> sp.	<i>Euglena</i> sp.	<i>Scenedesmus</i> sp.
Comuns									
Bactérias diplobacilos e cocos	-	Bactérias em forma de cocos	<i>Euglenas</i> sp. Bactérias em forma de diplobacilos	<i>Chlorella</i> sp.	<i>Euglena</i> sp.	<i>Chlamydomonas</i> sp.	<i>Chlorella</i> sp.	<i>Chlorella</i> sp.	<i>Euglena</i> sp.
-	Bacilos Cocus	Bacilus Cocus	-	-	-	-	-	-	-
Muitos									

**Tabela 23:** Principais organismos presentes na Lagoa com Telas no período de abril de 2007 a janeiro de 2008.

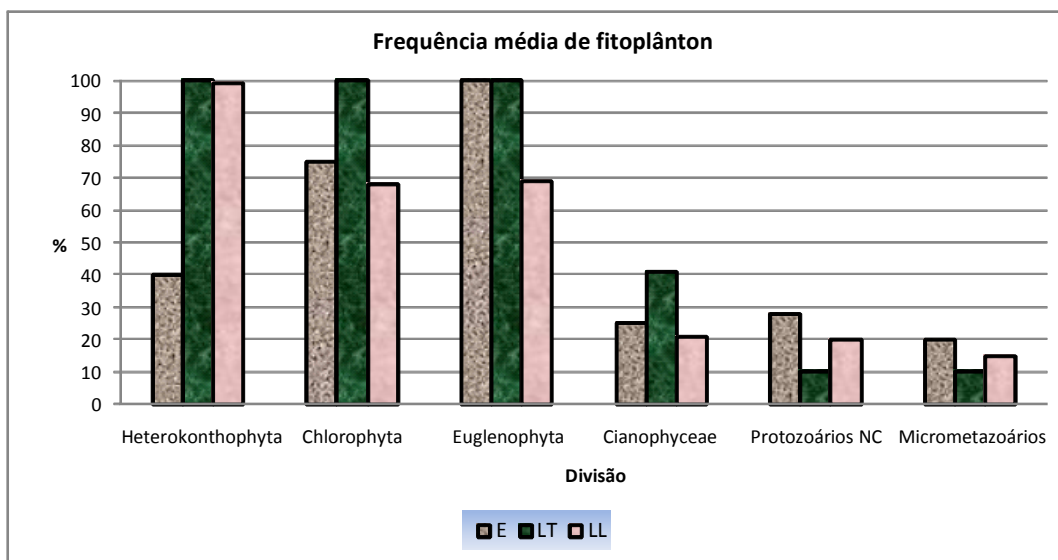
Lagoa com Telas									
Raros									
Abr.	Mai.	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.	Jan.
<i>Ankistrodesmus aciculares</i>	<i>Chlamydomonas</i> sp.	-	<i>Lyngbya</i> sp.	<i>Anabaena</i> sp.	<i>Anabaena</i> sp.	<i>Arcella</i> sp.	<i>Anabaena</i> sp.	<i>Ankistrodesmus</i> sp.	-
<i>Cosmarium</i> sp.						<i>Chlorococcus</i> sp.	Rotífero NI		
<i>Phacus</i> sp.							<i>Selenastrum</i> sp.		
<i>Chlamydomonas</i> sp.							<i>Scenedesmus</i> sp.		
Poucos									
<i>Fragilaria</i> spp.	<i>Navicula</i> sp.	<i>Oscillatoria</i> sp.	Diatomácea NI	<i>Navicula</i> sp.	<i>Oscillatoria</i> sp.	<i>Oscillatoria</i> sp.	<i>Navicula</i> sp.	<i>Scenedesmus</i> sp.	<i>Navicula</i> sp.
<i>Navicula</i> spp.	Diatomácea NI	<i>Chlorella</i> sp.	<i>Ankistrodesmus</i> sp.	<i>Fragilaria</i> sp.	<i>Ankistrodesmus</i> sp.		<i>Fragilaria</i> sp.	<i>Oscillatoria</i> sp.	<i>Fragilaria</i> sp.
	<i>Chlorella</i> sp.		<i>Chlamydomonas</i> sp.		<i>Planctotrix</i> sp.		<i>Nitzschia</i> sp.	<i>Navicula</i> sp.	<i>Nitzschia</i> sp.
			<i>Spyrogyra</i> sp.				<i>Oscillatoria</i> sp.	<i>Fragilaria</i> sp.	<i>Oscillatoria</i> sp.
							<i>Euglena</i> sp.	<i>Nitzschia</i> sp.	<i>Ankistrodesmus</i> sp.
Comuns									
<i>Euglena</i> sp.	<i>Euglenas</i> sp.	<i>Euglenas</i> sp.	<i>Euglenas</i> sp.	<i>Chlorella</i> sp.	<i>Chlorella vulgaris</i>	<i>Euglena</i> sp.	<i>Chlorella vulgaris</i>	<i>Chlorella</i> sp.	-
<i>Chlorella</i> sp.				<i>Euglena</i> sp.	<i>Euglena</i> sp.			<i>Euglena</i> sp.	
					<i>Navicula</i> sp.				
					<i>Fragilaria</i> sp.				
					<i>Nitzschia</i> sp.				
Muitos									
-	-	-	-	-	-	<i>Chlorella</i> sp.	-	-	<i>Euglena</i> sp.
									<i>Chlorella</i> sp.

**Tabela 24:** Principais organismos presentes na Lagoa com Lemnas no período de abril de 2007 a janeiro de 2008.

Lagoa com Lemnas									
Raros									
Abr.	Mai.	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.	Jan.
<i>Oscillatoria</i> sp.	<i>Chlorella</i> sp.	<i>Chlorella</i> sp.	<i>Cosmarium</i> sp.	-	<i>Aspidisca</i> sp.	<i>Phacus</i> sp.	-	<i>Anabaena</i> sp.	-
	<i>Anabaena</i> sp.	Ciliados			<i>Anabena</i> sp.	<i>Closterium</i> sp.		<i>Ankistrodesmus</i> sp.	
	<i>Arcella</i> sp.	<i>Oscillatoria</i> sp.			<i>Phacus</i> sp.				
Poucos									
<i>Navicula</i> sp.	<i>Navicula</i> sp.	<i>Naviculas</i> sp.	<i>Chroococcus</i> sp.	<i>Chlamydomonas</i> sp.	Diatomácea	<i>Euglena</i> sp.	<i>Chlorella</i> sp.	<i>Chlorella vulgaris</i>	<i>Chlorella vulgaris</i>
<i>Lyngbya</i> sp.	<i>Euglena</i> sp.	<i>Chlamydomonas</i> sp.	<i>Euglena</i> sp.	<i>Navicula</i> sp.	<i>Chlorella</i> sp.	<i>Oscillatoria</i> sp.	<i>Euglena</i> sp.	<i>Chroococcus</i> sp.	Diatomáceas NI
	<i>Euglenas</i> sp.		Diatomácea	Diatomácea NI	<i>Euglena</i> sp.	<i>Chlorella vulgaris</i>	<i>Navicula</i> sp.	<i>Navicula</i> sp.	<i>Ankistrodesmus</i>
	<i>Phacus</i> sp.	<i>Chlorella</i> sp.	<i>Chlorella</i> sp.				Diatomácea NI	<i>Fragilaria</i> sp.	<i>Chroococcus</i> sp.
		<i>Euglena</i> sp.						<i>Nitzschia</i> sp.	
Comuns									
<i>Chlorella</i> sp.	<i>Chlamydomonas</i> sp.	<i>Chlamydomonas</i> sp.	<i>Chlamydomonas</i> sp.	<i>Euglena</i> sp.	<i>Chlamydomonas</i> sp.	Diatomáceas	<i>Chlamydomonas</i> sp.	-	-
<i>Euglenas</i> sp.						<i>Chlamydomonas</i> sp.			
Muitos									
Abr.	Mai.	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.	Jan.
-	-	-	-	-	-	-	-	-	-



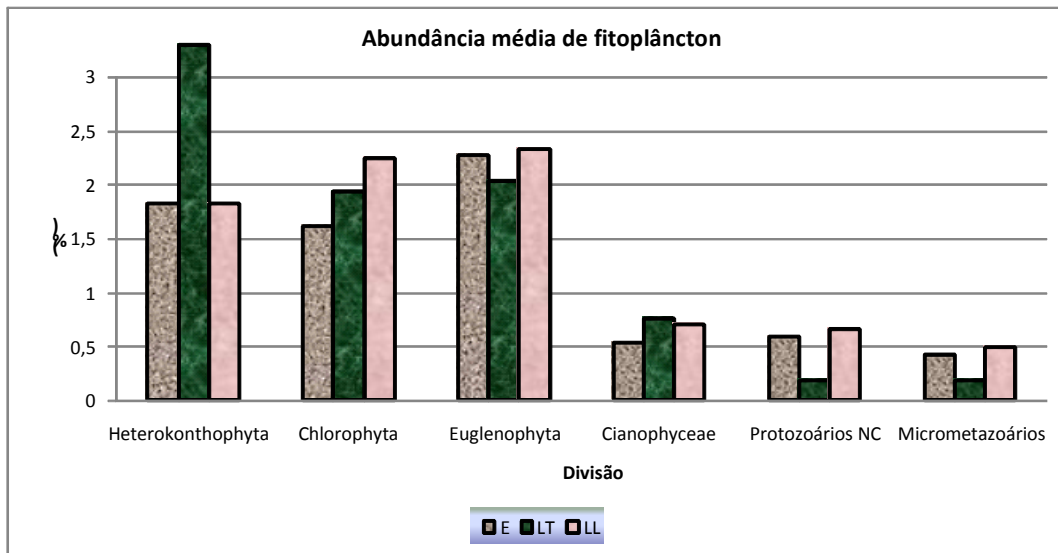
Para o presente estudo as mudanças das comunidades fitoplânctônicas, decorrentes das variações climáticas, também puderam ser observadas nos meses mais quentes, onde o afluente (lagoa facultativa) obteve uma melhora significativa. Os organismos indicadores dessa melhora foram os gêneros de alga *Chlorella* sp. e *Euglena* sp., presentes com mais frequências a partir do mês de novembro. No geral, em relação às duas lagoas experimentais observou-se que o esgoto afluente (lagoa facultativa da ETE), teve uma menor variabilidade de organismos, principalmente nos primeiros meses do experimento como mostra a Figura 35.



**Figura 35:** Frequência média dos organismos presentes no plâncton do afluente (E), (LT) e (LL). Principais Divisões presentes: Heterokonthophyta/Bacillariophyceae(diatomáceas), Chlorophyta, Euglenophyta, Cianophyceae. Convenções: E: entrada; LT: Lagoa com Telas e LL: Lagoa com Lemnas.

No fitoplâncton da (LT) as diatomáceas, notadamente *Navicula* sp. e *Fragilaria* sp., não foram frequentes nos meses iniciais. Avalia-se, portanto, que ocorreu uma maior aderência ao perifiton nessa fase. A frequência observada para a LT dos gêneros de algas da Divisão **Heterokonthophyta (Bacillariophyceae)**, **Chlorophyta** e **Euglenophyta** foi de 100% e para **Cianophyceae** de 41%.

Neste estudo a presença de micrometazoários e protozoários não-clorofilados foi mínima e representou apenas 10% da frequência de organismos encontrados. A abundância de diatomáceas na LT foi maior em comparação à lagoa experimental com lemnas, conforme demonstrado na figura 36.



**Figura 36:** Abundância média dos organismos presentes no plâncton das lagoas. Principais Divisões presentes: Heterokonthophyta/Bacillariophyceae (diatomáceas), Chlorophyta, Euglenophyta, Cianophyceae Convencões: NC: não clorofilados

Cetto *et al* (2004) explicam que as diatomáceas são colonizadoras rápidas e eficientes e boa parte de seus representantes possuem estruturas especializadas de fixação ao substrato, sendo: 1) longos pedúnculos mucilaginosos, como nas espécies de *Gomphonema*; 2) produção de matrizes gelatinosas como em *Cymbella*, *Encyonema*, *Frustulia* e *Navicula* e 3) colônias em forma de ramos ou estrelas, fixas pela base, como *Eunotia* e *Fragilaria*

Estes mesmos autores acreditam que a maior riqueza desse grupo no perifíton esteve relacionada ao fato de que essas estruturas oferecem vantagem competitiva às diatomáceas em condições mais estressantes, como transparência da coluna de água. Outra causa determinante seria a baixa concentração de fósforo, que de acordo com Horner *et al.* (1990), conferem às diatomáceas vantagem competitiva perante os demais grupos algais. Lobo *et al.* (2000), avaliam que estes táxons correspondem a espécies mais tolerantes à poluição, sendo classificados como  $\alpha$ -polissapróbicas de águas fortemente poluídas (*Achnanthes minutissima*) e como  $\alpha$ -mesossapróbica, de águas fortemente poluídas (*Fragilaria capucina* e *Gomphonema parvulum*).

König (1990) sugere que os gêneros flagelados tendem a ser dominantes em ambientes com elevadas concentrações de matéria orgânica, ocorrendo o oposto para os gêneros

não flagelados (diatomáceas, por exemplo), encontrados predominantemente em ambientes com menores concentrações de matéria orgânica.

A camada de lemnas influenciou na presença de algas na LL. A menor densidade algal neste módulo experimental influenciou diretamente os mais baixos valores de pH e oxigênio dissolvido, bem como o aumento da alcalinidade. Como já explicado, a presença de cobertura de lemnas impede a passagem de luz solar para a superfície da lâmina d'água, e inibe conseqüentemente o crescimento de algas do plâncton que aumentam o pH e a concentração de OD das lagoas. A freqüência média de algas da Divisão **Chlorophyta** (68%) e **Euglenophyta** (69%), pôde evidenciar a baixa densidade de células encontradas, quando comparado à LT.

A dominância do gênero *Chlamydomonas* sp. nos meses de junho e julho na lagoa com lemnas foi marcante. Uehara e Vidal (1989), avaliam que sua presença indica um bom funcionamento do sistema, sempre associados ao pH elevado e a um meio líquido equilibrado em nutrientes.

Porém, em pesquisas recentes de Beyruth (2000), avalia-se que a presença de *Chlamydomonas* sp. em sistemas de tratamento é indicadora de eutrofização, causando problemas como fortes odores de grama, mofo e peixe, conferindo à água um sabor adocicado. Possui ainda resistência ao tratamento utilizando metais como sulfato de cobre, sendo o seu metabolismo favorecido por elementos traços (cofatores enzimáticos) como o manganês (Mn).

Em geral, a maior parte dos componentes do fitoplâncton de lagoas de maturação são as algas citadas anteriormente. Porém, outras algas como as cianobactérias, também apresentam grande diversidade de espécies, sendo excelentes bioindicadoras da qualidade da água, por apresentarem ciclo de vida curto e respostas rápidas às alterações ambientais (MORESCO, 1998).

Os seguintes gêneros de cianobactérias foram identificados no presente estudo: *Planktothrix* spp., *Oscillatoria* spp., *Spirulina* sp., *Lingbya* sp e da Chlorophyta *Spyrogyra*. Nos estudos de Bento (2005) também foram encontrados gêneros filamentosos de *Planktotrix* spp e *Oscillatoria* spp., abundantes nas amostras analisadas, com destaque para as de origem perifítica. Vasconcelos & Pereira (2001) observaram

que estas mesmas espécies estiveram presentes, mas não foram associadas à presença de toxinas no efluente de lagoas.

A cianobactéria *Anabaena* sp. foi identificada com maior frequência na lagoa com lemnas. A maior diversidade destes organismos no plâncton foi encontrada na lagoa 2 a partir do quinto mês (setembro) com decaimento progressivo nos últimos meses (novembro e janeiro).

Destaca-se que a variedade de cianobactérias encontradas no plâncton foi proveniente da presença de cianobactérias perifíticas que aderidas ao emaranhado do biofilme, desprendem-se a partir de uma determinada fase de sucessão ecológica. Não houve um padrão que estabelecesse o papel e estrutura das cianobactérias na “arquitetura” do perifiton, mas observou-se que a frequência e abundância de células estabilizaram-se a partir do terceiro mês. Existe grande dificuldade em encontrar trabalhos específicos sobre o papel das cianobactérias na sucessão dos biofilmes. A maioria dos trabalhos com perifiton descrevem a composição quali e quantitativa das espécies de todos os grupos de algas presentes durante o desenvolvimento do biofilme, ou então utilizam as diatomáceas como bioindicadoras.

Segundo Moschini-Carlos *et al.* (1999), algumas cianobactérias assim como as diatomáceas, podem apresentar-se aderidas diretamente na superfície do substrato mediante pedúnculos gelatinosos simples ou ramificados. Isto indica que elas estariam presentes na fase primária sucessional de formação do perifiton.

No estudo de Tucci & Sant’Anna (2005), destacou-se a ocorrência de muitos gêneros de cianobactérias comumente registrados em ambientes de elevado grau de trofia, sendo também gêneros potencialmente tóxicos como: *Anabaena*, *Aphanocapsa*, *Cylindrospermopsis*, *Microcystis* e *Planktothrix*.

Segundo Burkholder & Wetzel (1989), o grau de especificidade do perifiton com o substrato natural (hospedeiro) pode estar relacionado com a trofia do sistema. Neste caso, o suprimento de nutrientes entre o hospedeiro e as algas perifíticas tende a diminuir com o aumento do grau de trofia da água.

## 5.8. Identificação de Microrganismos Perifíticos nas Raízes das Lemnas

A identificação de microrganismos presentes nas raízes com o objetivo de selecionar bactérias fixadoras de nitrogênio das lemnas indicou, no primeiro isolamento, a presença dos seguintes gêneros de bactérias: *Clostridium*, *Pseudomonas*, *Alcaligenes*, *Burkholderiale*, *Sphingomonas*, *Actinomicetos* e *Bacillus*. Estes microrganismos são enterobactérias gram-negativas, redutoras de nitrato e geralmente aeróbias, contaminantes do efluente. O segundo isolamento e a identificação dos microrganismos foram realizados com procedimentos mais criteriosos de lavagem e esterilização das raízes, afim de estabelecer o isolamento de microrganismos endofíticos. Pôde-se finalmente estabelecer a presença de Actinomicetos e bactérias diazotróficas do gênero *Sphingomonas*.

Os actinomicetos são bactérias filamentosas, muitas vezes ramificadas. Produzem cadeias de esporos semelhantes a conídios. Ao contrário dos fungos, são organismos procarióticos, em sua grande maioria aeróbios e gram-positivos (MADIGAN,1996). Porém, as bactérias do gênero *Sphingomonas* são gram-negativas, não formadoras de esporos, quimioorganotróficas e produzem ácido por oxidação de carboidratos (BERWANGER, 1994).

O trabalho de Fusconi (2005) relata a utilização de actinomicetos da ordem **Actinomycetales** do gênero *Gordonia* com grande potencial biotecnológico. Este gênero apresenta envolvimento com a biodegradação de poluentes ambientais através de vias metabólicas relacionadas à oxidação de hidrocarbonetos.

Neste estudo, a linhagem bacteriana em questão foi selecionada de águas subterrâneas contaminadas com chorume. As bactérias deste gênero formam camadas de exopolímeros importantes para a aderência de compostos orgânicos tóxicos. Nos estudos de Soares (2006), a presença de actinomicetos também foi detectada em substratos biológicos no tratamento de vapores da gasolina.

Em estudos com linhagens de bactérias *Sphingomonas xenophaga* observou-se a redução de corantes têxteis sob condições anaeróbias. A remoção de cor sob condições anaeróbias na presença dessas substâncias ocorre através de processos oxidativos (SANTOS, 2005).

Segundo o mesmo autor, o processo de remoção de cor demanda uma capacidade enzimática não-específica, encontrada em uma grande variedade de microrganismos. Isso tem sido demonstrado com microrganismos presentes na micro-flora intestinal tais como *Clostridium*, *Salmonella*, *Bacillus*, *Eubacterium* e *Escherichia coli*, os quais são capazes de reduzir os corantes ingeridos através dos alimentos, remédios e cosméticos. Entretanto, nenhum trabalho avaliou a fixação de nitrogênio pelas bactérias selecionadas neste trabalho, havendo escassez de referências quanto a este tema.

Burkholder & Wetzel (1989) sugerem a importância das macrófitas aquáticas na origem de nutrientes para as algas perifíticas em ambientes oligotróficos e mesotróficos. Goldsborough & Hickman (1991) realizaram estudos comparativos da biomassa algal em relação à estrutura da comunidade nos talos cilíndricos de *Scirpus validus* e em um substrato artificial com morfologia similar, mas quimicamente inerte (tubos cilíndricos de acrílico).

Os mesmos autores concluíram que em lagos eutróficos, o substrato artificial não funciona como imitação do substrato natural. Sugerem que a menor biomassa encontrada no perifiton aderido ao substrato natural deve-se provavelmente à excreção de substâncias alelopáticas pela planta.

De modo geral, existe certa carência em estudos que avaliem a presença de substâncias liberadas por macrófitas da família *Lemnaceae*. Sabe-se, porém que o crescimento das lemnas é influenciado pela alta concentração de nutrientes, principalmente íons amônio. Estas condições dependendo das características da microbiota presente nas raízes acarretariam em conseqüências para aderência destes microrganismos.

### **5.9. Caracterização do Biofilme**

No início da colonização dos suportes de malha plástica (tela) observou-se, macroscopicamente, uma cobertura heterogênea com coloração esverdeada. Após o período de três meses ou mais, a biomassa perifítica apresentou um aspecto de lodo e

uma diferença de adesão no suporte. A camada mais próxima à superfície de água apresentou maior adesão da biomassa. Na Tabela 25 encontram-se os resultados dos parâmetros analisados no biofilme, ao longo do período experimental.

**Tabela 25:** Estatística descritiva do biofilme.

Parâmetro	Tratamento	n	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo	Mediana
ST (mg/L)	LT	9	1679,25	1230,52	603	4197,50	1189,50
STF (mg/L)	LT	9	512,06	389,65	155	1260	380
STV (mg/L)	LT	9	1161,83	1048,80	223	3649	681
SS (mg/L)	LT	9	106,82	350,53	336	1493	707
Clorofila <i>a</i>	LT	9	332,27	396,61	21,36	1332,33	253,65

No presente estudo observou-se uma pequena contribuição (apenas 9,3%) de produtores primários na biomassa total do biofilme. Comparado aos estudos de Jungles (2007) que encontrou cerca de 30 % dos valores de PSA (Peso Seco Algal) para biofilmes de PVC em lagoas de maturação, percebe-se que se obteve baixa biomassa de produtores primários.

Na Tabela 26 observam-se os principais cálculos obtidos para a caracterização do biofilme formado. O peso seco da comunidade perifítica foi de 510 g/m<sup>2</sup> (área total de suportes: 0,225m<sup>2</sup>; área total de placas: 0,88m<sup>2</sup>). O biofilme contribuiu para um incremento de 67,11g/m<sup>3</sup> do suporte com telas. Já o incremento de biomassa supostamente ativa na lagoa com biofilmes foi de 46,44 g/m<sup>2</sup>. O incremento de biomassa foi estabelecido dividindo-se a massa do biofilme (g/m<sup>2</sup>) pelo volume da lagoa (7,6m<sup>3</sup>).

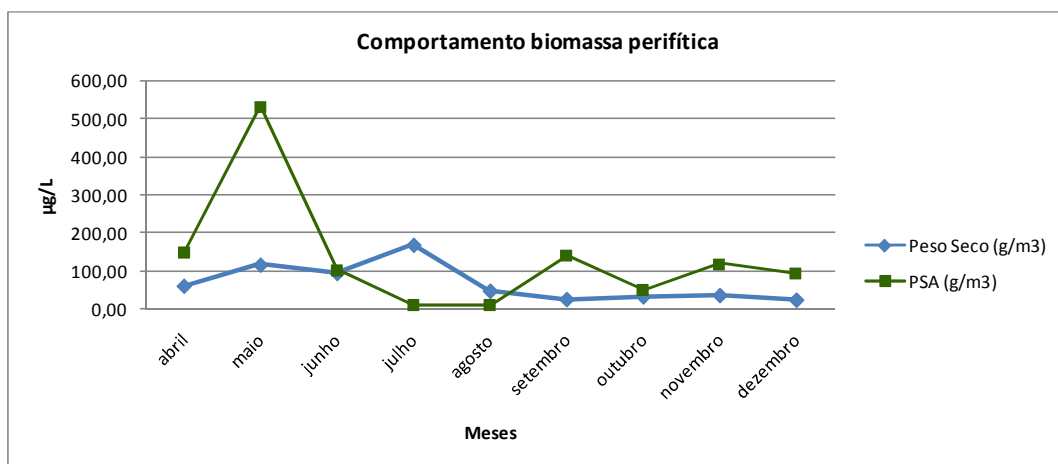
**Tabela 26:** Estimativa média de massa do biofilme no suporte de tela.

Medidas de Massa (n=9)	Massa do Biofilme-Área total de suportes (g/m <sup>2</sup> )	Incremento de Biomassa (g/m <sup>3</sup> )
PS	510	67,11
PSV	353 (53% PS)	46,44
PSF ou Cinzas	155,04	20,4
Clorofila <i>a</i> (1% do PSA)	0,33	0,04
Estimativa de massa de produtores primários (PSA)	33 (9,3%PSV)	4,34
Estimativa de Massa de bactérias + Microfauna (PSV menos o PSA)	320	42,10

**PS:** Peso Seco; **Sólidos Totais;** **PSV:** Peso Seco Volátil; **Incremento de Biomassa Supostamente Ativa;** **PSF:** Peso Seco Fixo; **PSA:** Peso Seco Algal.: massa estimada pela clorofila *a*;

O crescimento microbiano nos suportes atingiu o crescimento médio de cerca de  $190\text{gPS/m}^3$ , bem abaixo do encontrado por Bento (2005) em meio suporte de PVC com  $503\text{gPS/m}^3$  com TRH de 20 dias. A baixa eficiência do substrato escolhido neste estudo pôde ser atribuída à disposição vertical/transversal dos suportes, não recomendada pela literatura. O que se observou em outros estudos de Bento (2005), Jungles (2007) e Teixeira (2003), foi a utilização de suportes perpendiculares ao fluxo hídrico, que diminuiria o cisalhamento do biofilme tendo em vista que a formação do biofilme seria menos prejudicada.

A figura 37 revela o comportamento da biomassa algal e peso seco ao longo do período estudado. Observou-se que as maiores concentrações de peso seco algal ocorreram nos primeiros meses diminuindo significativamente a partir de julho e estabilizando a partir de outubro com concentrações médias de  $247,64\ \mu\text{g/L}$ .



**Figura 37:** Variação de Peso Seco Algal (PSA) e Peso Seco (PS) ao longo do período experimental.

Segundo Sand-Jensen (1983), este comportamento encontrado para as concentrações de PSA podem ser atribuídos aos estágios sucessionais ecológicos que ocorrem no biofilme. Na fase de crescimento inicial, o perifiton apresenta como principais características uma bioderme com estrutura relativamente simples, dominância de algas e cianobactérias com taxas de crescimento potencialmente altas, ausência de organismos com tempos de geração longos.

Já na fase estacionária, a bioderme perifítica apresenta uma maior complexidade de organismos, as transformações internas são relativamente mais importantes do que os



processos de troca com a água externa e para se determinar as taxas de crescimento é necessário acompanhar as mudanças na biomassa e quantificar as perdas por pastagem ou desprendimento mecânico (SAND-JENSEN, 1983).

A figura 38 pode demonstrar a abundância dos principais organismos encontrados nesta pesquisa. Nota-se a presença de micrometazoários no início da colonização e seu desaparecimento no final do experimento. A presença de algas de divisão **Chlorophyta** e **Euglenophyta**, nos primeiros meses de colonização, corrobora com os resultados encontrados por Sand- Jensen (1983). A partir do quarto mês ocorreu o desprendimento da biomassa e uma nova colonização pôde ser observada pela presença de diatomáceas e cianobactérias, provavelmente conseqüência do microhabitat criado pela antiga colonização, que modificou a estrutura do substrato. Observou-se também a presença constante de cianobactérias de diferentes gêneros.

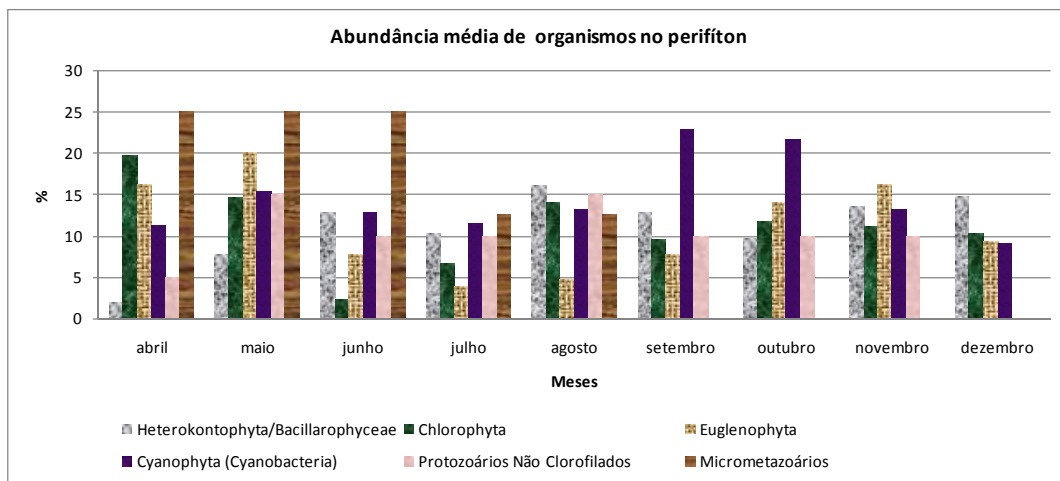


Figura 38: Abundância média dos organismos perifíticos observados no biofilme.

Sabe-se que as cianobactérias filamentosas são típicas de locais enriquecidos por nutrientes e que a diferenciação da riqueza e da densidade das cianobactérias perifíticas pode ser influenciada, pelas distintas concentrações de nutrientes. Dentre os gêneros encontrados estão *Oscillatoria* e *Phormidium*.

O gênero *Oscillatoria* é amplamente distribuído, principalmente no perifíton e diversas espécies são consideradas cosmopolitas. Outro gênero presente, a cianobactéria *Calothrix*, é encontrado em águas paradas ou em correnteza (KOMÁREK *et al.*, 2003), mas não foi identificado no presente estudo.

É necessário ressaltar a influência do substrato sobre a comunidade de microalgas perifíticas. Os substratos inertes para a colonização de algas perifíticas e a utilização de nutrientes deste substrato pelo perifiton é dependente da composição química e porosidade destes. Por exemplo, se o substrato é vegetal, as algas perifíticas podem utilizar nutrientes provenientes da planta hospedeira, mas essa interação está sujeita à integridade fisiológica da planta e às condições tróficas do sistema.

Ho (1979), utilizando como substrato lâminas de acetato celulose, mostrou que na colonização inicial houve um rápido aumento na diversidade e riqueza de espécies de algas. O autor sugere que, após 30 dias de colonização, a comunidade perifítica está estável e madura. Também sugere que no processo de sucessão do perifiton, as trocas na diversidade das fases estacionárias e secundárias são atribuídas aos processos de competição, ao tamanho do substrato e aos nutrientes.

A clorofila *a* (peso seco) pode ser considerada como uma medida eficiente na avaliação da biomassa fotossintética da comunidade ficoperifítica em ambientes aquáticos, e quando relacionada a fatores físicos e químicos, pode ser utilizada como um indicador das condições tróficas do ambiente (ATAYDE & BOZELLI, 1999). Porém, outras análises podem auxiliar o bom entendimento destas comunidades, identificando a composição de espécies perifíticas mais representativas. Uma das recentes ferramentas que se baseia em princípios da biologia molecular é o FISH.

No presente estudo apenas uma análise de FISH foi realizada. Como se sabe a técnica é aplicada à identificação de bactérias em reatores biológicos de tratamento de esgotos e consiste na utilização de sondas de oligonucleotídeos, usualmente com 15 a 20 nucleotídeos de comprimento, complementares às regiões RNAr 16S do alvo (bactérias que se deseja detectar) (AMANN *et al.*, 1995).

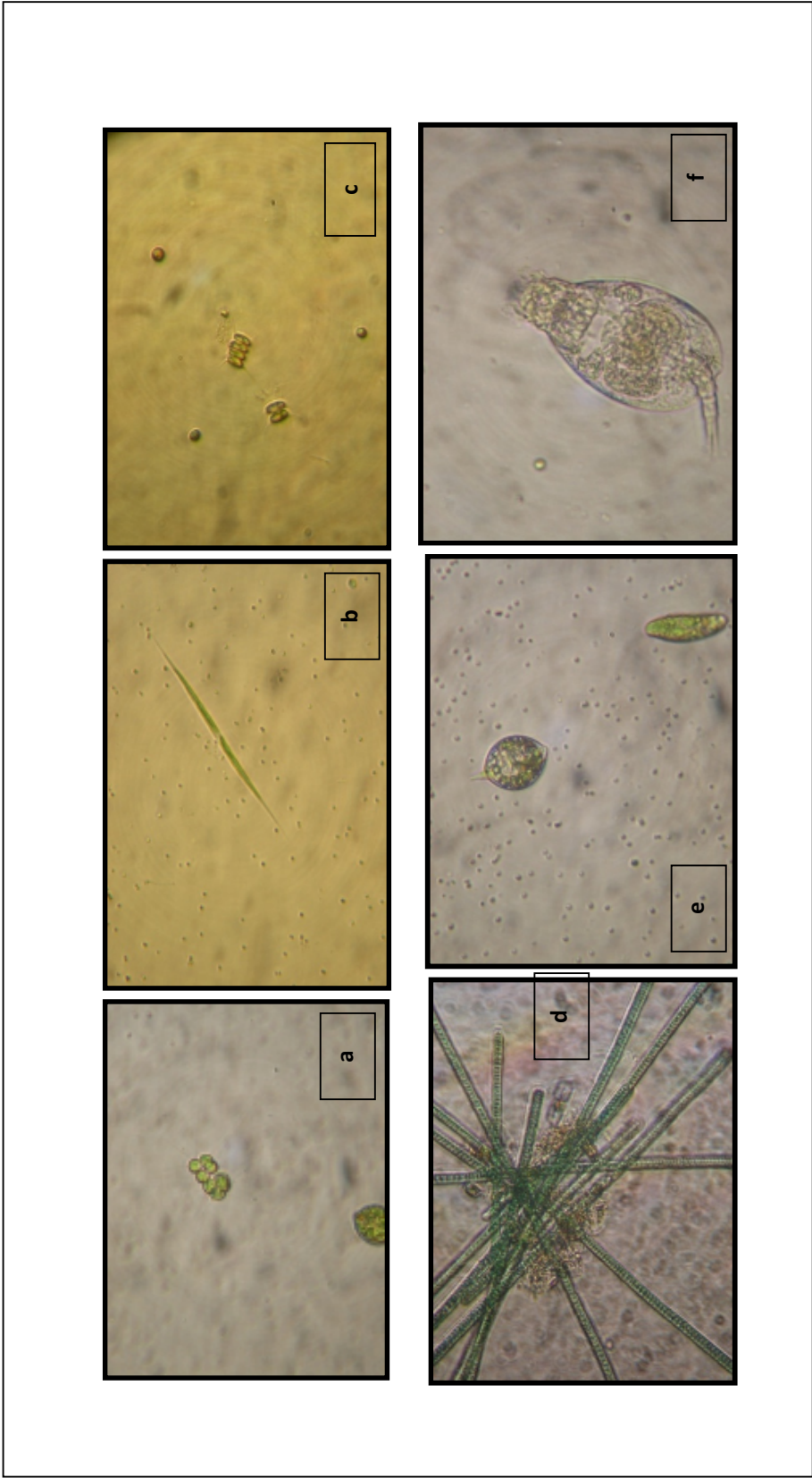
A tabela 27 demonstra as principais características encontradas no biofilme. Observa-se que para a maioria dos grupos bacterianos, não foram detectadas sondas hibridizadas. Apenas pequenas colônias e células isoladas foram encontradas para a Sonda **Neu** (a maioria das *Nitrosomonas* + *Nitrosococcus mobilis*), com hibridização de cerca de 15% DAPI. Para a sonda **EUB** (todas as eubactérias), encontrou-se hibridização acima de 90% para as amostras de biofilme.

**Tabela 27:** Descrição da análise de FISH realizada para o biofilme

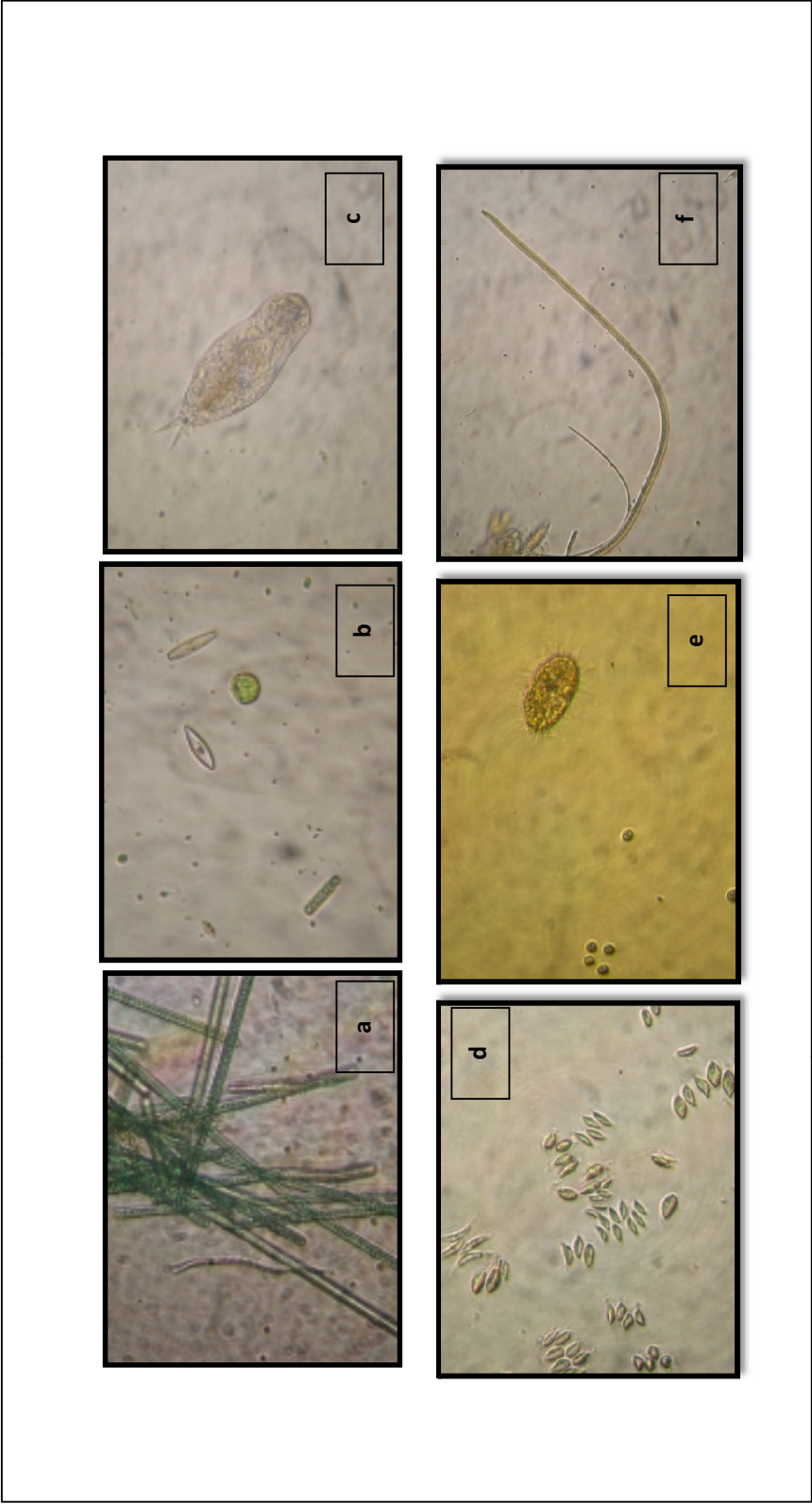
<b>Análise FISH (Hibridização <i>In Situ</i> Fluorescente) na identificação de microrganismos do biofilme</b>	
<b>Sondas</b>	<b>Análise do Biofilme</b>
<b>Caracterização geral da amostra</b>	Amostra heterogênea, com flocos irregulares de diversos tamanhos. Presença de células dispersas, bacilares, diplobacilares e poucos filamentos curtos. Presença de muitas cianobactérias. Ausência de material extracelular.
<b>EUB Mix</b>	Presença de células dispersas - Muitas (> 90% DAPI)
<b>NEU</b>	Pequenas colônias e células isoladas – Poucas ( $\cong$ 15% DAPI)
<b>Nso190</b>	Não detectado ( $\cong$ 0% DAPI)
<b>NIT3</b>	Não detectado ( $\cong$ 0% DAPI)
<b>ARC 915</b>	Não detectado ( $\cong$ 0% DAPI)
<b>EURY499</b>	Não detectado ( $\cong$ 0% DAPI)
<b>DSV 407</b>	Não detectado ( $\cong$ 0% DAPI)
<b>AMX 820</b>	Não detectado ( $\cong$ 0% DAPI)

A relação entre as células hibridizadas com a sonda EUB e as células coradas com o DAPI fornece uma indicação da atividade metabólica das bactérias presentes em sistemas biológicos de tratamento de esgotos (WAGNER & AMANN, 1997).

Bento (2005) revela em seus estudos, utilizando substratos de PVC para desenvolvimento de biofilme, que essa relação foi de aproximadamente 80% sugerindo que as bactérias aderidas aos suportes estavam com o metabolismo mais ativo. Estes valores podem ainda ser comparados a um sistema de lodos ativados, visto que Wagner *et al.* (1993) descrevem relações EUB/DAPI de  $70 \pm 7$  e  $89 \pm 7$ . Avalia-se que somente uma análise de FISH para o tempo experimental de quase onze meses é pouco representativo. Mesmo que não se tenha detectado com mais exatidão a presença de outros domínios bacterianos, pode-se concluir a partir da presença de poucas células hibridizadas pela Sonda **Neu**, que a oxidação de  $N-NH_4^+$  para  $N-NO_2$  pode ter sido mediada por *Nitrosomonas* spp. (aparecimento de nitrito) e a de  $N-NO_2$  - para  $N-NO_3$  por *Nitrospira* spp. As Figuras 39 e 40 exibem as imagens dos principais organismos fitoplânctônicos e perifíticos encontrados nas lagoas em estudo.



**Figura 39:** (a) *Microcractinum* sp.; (b) *Ankitrodesmus* sp.; (c) *Scenedesmus* sp.; (d) Forte presença de *Plancthotrix* sp. e *Oscillatoria* sp., cianobactérias perifíticas e fitoplânctônicas; (e) *Phacus* sp. e *Euglena* sp. (f) Rotífero NI. Convenções: NI: não identificado.

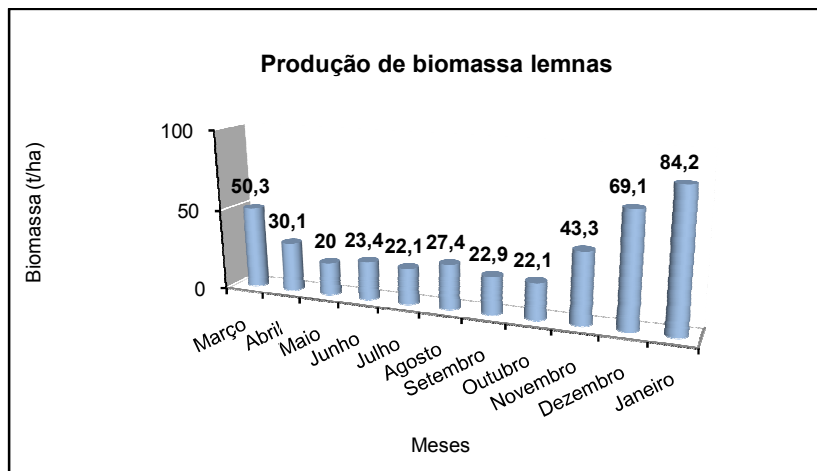


**Figura 40:** (a) *Spirulina* sp., *Plankothrix* sp.; (b) Diatomáceas , *Oscillatoria* sp.; *Chlorella* sp.; (c) Rotífero Ni; (d) *Scenedesmus* sp.; (e) Ciliados; (f) *Oscillatoria* sp.

### 5.10. Produção de Biomassa das Lemnas

Sabe-se que as lemnas cultivadas em locais ricos em nutrientes como lagoas de maturação produzem mais proteínas do que em ambientes oligotróficos. Por isso o grande interesse dos pesquisadores em avaliar a produção de biomassa dessas plantas e seu reuso na alimentação de animais cultivados (como peixes).

Os dados de produção de biomassa foram baseados no peso da matéria seca. A produção de média de biomassa durante o período experimental, foi de 37,7 t/ha/ano. A figura 41 mostra a produção obtida ao longo do ano. A produção anual média da matéria seca seria de 38,17 t/ha/ano, considerando que as lemnáceas apresentam 90% de umidade.



**Figura 41:** Produção de biomassa de lemnáceas na lagoa com lemnas (LL) durante o período experimental (março/2007 a janeiro/2008).

A mais baixa produção (crescimento por hectare) foi observada nos meses de inverno, demonstrando portanto que estas plantas foram sensíveis às condições climáticas locais. Polisel (2005), em seus estudos avaliou a produção de macrófitas em lagoas de maturação e obteve uma produção média de 0,14 kg/m<sup>2</sup>/dia e de peso fresco correspondente a 504 ton/ha/ano. Neste mesmo estudo, o pesquisador observou que a redução de biomassa após secagem ao sol durante um dia foi da ordem de 75%. Já a produtividade das lemnas após secagem ao sol resultou em 0,035 kg/m<sup>2</sup>/dia o que equivale a 126 ton/ha/ano.

Landesman *et al* (2002) avaliaram a quantidade de farinha feita de *Lemna gibba*, que apresentou 41,7% de proteínas. Os autores concluíram que esta ração pode ser empregada em cultivos de peixes, uma das formas de produção mais difundidas e utilizadas, desde que seguidas as normas de reúso. Observaram-se dificuldades em manter o sistema de tratamento baseado na utilização dessas macrófitas. Algumas desvantagens podem ser avaliadas para que futuramente outros estudos possam ponderar os benefícios desta prática.

No presente estudo, durante o manejo das plantas ocorreu o desprendimento do biofilme formado nas raízes das lemnas. Este fato não contribuiu para o melhoramento do efluente final, devido a uma maior concentração de sólidos no efluente. Avalia-se também que a pronta utilização da biomassa (fresca) por animais talvez não seja possível, devido à baixa qualidade sanitário-microbiológica, verificada pela presença de microrganismos contaminantes durante a primeira identificação de microrganismos.

Neste estudo também se verificou a presença constante de larvas de mosquito. Polisel (2005), em seu estudo explica que isto acontece, pois as folhas de lentilhas que não entram em contato com a lâmina de água favorecem a deposição de ovos.

Devido aos cuidados com o manejo da biomassa, há um aumento nos custos operacionais, decorrentes da implantação de infra-estrutura necessária para o armazenamento temporário e remoção da biomassa, bem como locação de equipamentos e tecnologias disponíveis para processamento dessa biomassa.

Infelizmente, no presente estudo não se obteve dados de valor nutricional das macrófitas devido à ausência de equipamentos necessários e acessíveis à realização das análises. No entanto, a biomassa coletada para esta finalidade será aproveitada em trabalhos futuros e em conjunto aos dados obtidos dos principais nutrientes presentes no esgoto, serão avaliados os valores de proteínas presentes nas plantas.

Para o melhoramento dos tratamentos utilizando macrófitas da família *Lemnaceae* deve-se considerar as vantagens e desvantagens apresentadas. Deve-se avaliar a adoção de métodos, técnicas e processos que considerem as peculiaridades locais de cada sistema de tratamento. A eficiência e sustentabilidade econômica de sistemas alternativos passam pela prospecção e utilização de tecnologias apropriadas.

A lei nº 11.445 de 5 de janeiro de 2007, em seu capítulo VII, Art. 45, §1, dispõe que na ausência de redes públicas de saneamento básico, admitem-se soluções individuais de abastecimento de água e de afastamento e destinação final dos esgotos sanitários. (BRASIL, 2007).

A busca de soluções individuais de sistemas de depuração de esgotos domésticos abrange o subsídio aos tratamentos alternativos. As melhorias graduais e progressivas destas tecnologias, podem ainda garantir baixos custos operacionais e maior proteção da qualidade dos recursos hídricos.



## 6. CONCLUSÕES

Conforme os resultados encontrados para o efluente das duas lagoas experimentais (LT) e (LL), as seguintes conclusões podem ser descritas conforme seqüência a seguir:

- A qualidade do efluente final da lagoa de maturação em presença de biofilme (telas plásticas) apresentou melhores resultados quanto à remoção de íons amônia e ortofosfato, alcançando valores que atendem às condições de padrão de lançamento de efluentes, vigentes no §5º do capítulo IV da Resolução do CONAMA 357/2005.
- Os valores de nitrito e nitrato nestas lagoas demonstraram que os processos biológicos de transformação de contaminantes para compostos moleculares mais simples (envolvendo a nitrificação e a desnitrificação) ocorreram nestes tratamentos, principalmente para a lagoa com telas.
- A identificação de cianobactérias perifíticas e pequenas colônias de células de *Nitrosomonas* e *Nitrosococcus mobilis* bactérias sabidamente capazes de assimilar nitrogênio amoniacal são evidências encontradas nesta pesquisa para confirmar que a presença de biofilmes auxilia na maior depuração de águas residuárias. Apesar disso, encontram-se dificuldades em apurar o papel sucessional das cianobactérias no perifiton. As cianobactérias foram colonizadoras eficientes.
- A eficiência de remoção de coliformes fecais na lagoa com biofilmes apresentou oscilações marcantes ao longo do período experimental. Um bom desempenho foi observado nos meses de verão para as duas lagoas, demonstrando a importância e influência da temperatura, comprovado pelas análises estatísticas de *Pearson*.
- A produção de biomassa aderida ao substrato escolhido (malha plástica) foi suficiente para manter a sucessão somente nos primeiros três meses experimentais, modificando a estrutura do substrato. Em comparação a substratos de outros estudos, a malha de plástico (tela) não se apresentou tão vantajosa para a aderência de microrganismos.

- O material suporte escolhido apresentou boa adesão até o terceiro mês experimental quando ocorreram processos mecânicos de desprendimento do perifiton. Observou-se maior adesão perifítica em camadas menos profundas do substrato, o que demonstra que o tempo necessário para o estabelecimento das comunidades diminui conforme a profundidade.
- Após a estabilização da camada perifítica é provável que nova re-colonização tenha ocorrido, fato observado pelo aumento da biomassa algal e de diatomáceas, após período de perda de biomassa perifítica. Esta perda contribui significativamente para o aumento de sólidos suspensos na LT (lagoa com telas).
- O efluente final da lagoa de maturação em presença de macrófitas quando comparado à lagoa com biofilmes apresentou melhores resultados para a remoção de sólidos suspensos e coliformes fecais, devido às próprias características operacionais da lagoa.
- A identificação de microrganismos das raízes das lemnas indicou a presença de actinomicetos, organismos conhecidos pela capacidade de fixar nitrogênio molecular. Outra bactéria encontrada *Sphingomonas* sp., atua no biofilme produzindo exopolímeros, importantes para adesão e proteção celular.
- A menor biomassa encontrada no perifiton aderido ao substrato natural (lemnas) ocorreu devido ao manejo do excedente das plantas, que afetou a dinâmica de sucessão perifítica. Conclui-se que o uso de substrato artificial é mais indicado para projetos experimentais e em estações de tratamento reais. As principais restrições seriam, para o suporte escolhido, com baixa capacidade de adesão perifítica.
- A produção de biomassa das lemnas obtida ao longo do experimento demonstra o potencial de utilização desta planta na alimentação de cultivares da piscicultura e bovino. Ressalva-se a importância de mais estudos que avaliem a ausência de organismos patogênicos nestas plantas e a quantificação de proteínas presentes nestas macrófitas.
- A remoção de nutrientes no tratamento com lemnas pode ter sido afetada devido à morte da camada de lemnas e conseqüente liberação de nutrientes, que contribui para maior concentração de DBO, nitrogênio e fósforo.

- De acordo com os resultados, sugere-se que a forma de tratamento seqüencial lagoa de biofilme → macrófita, pode ser uma melhor alternativa;
  
- As modificações ocorridas em escala real influenciaram o tratamento do efluente da lagoa facultativa (afluente ao sistema experimental), que apresentou, na maior parte do estudo, elevada carga orgânica. Apesar das condições pouco favoráveis mencionadas pode-se afirmar que as lagoas de maturação experimentais apresentaram bom desempenho para maior parte dos parâmetros medido, principalmente nos meses de primavera e verão.
  
- A utilização de lagoas de maturação com lemnas e com telas podem auxiliar o tratamento de esgotos domésticos quanto à remoção de patógenos, sólidos suspensos e nutrientes, sendo observadas as características operacionais de cada lagoa.

## 7. RECOMENDAÇÕES

Como recomendações para próximos estudos sugerem-se:

- A análise de sucessão perifítica com períodos mais longos;
- A realização de análises dos principais nutrientes ao longo do experimento, de variações de carga aplicada e o quanto estes parâmetros operacionais podem estimular a produção do perifiton;
- A identificação mensal através da técnica de FISH do biofilme para melhor interpretação dos resultados;
- A utilização da biomassa de lemnas excedente só é viável, se avaliados parâmetros sanitários e caso exista a possibilidade de utilização imediata. Sugere-se, portanto a coleta e alocação contíguas em estufas de secagem;
- A avaliação dos microrganismos presentes nas lemnas e seus mecanismos de interação apresentam-se como uma grande incógnita. Sugere-se, que novos estudos sejam realizados para que sua importância em processos de tratamento de águas residuais seja evidenciada.
- Aplicação de lagoas de tratamento reais, baseada nos princípios aqui pesquisados, em pequenas comunidades, estreitando os laços da universidade com a sociedade.

## 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALAERTS, G. J.; MAHBUBAR, R. M.; KELDERMAN P. (1996) Performance analysis of a full-scale duckweed covered lagoon. **Water Research**. 30, 843±852.

AL-NOZAILY, F.; ALAERTS, G.; VEENSTRA, S. Performance of duckweed-covered sewage lagoons : nitrogen and phosphorus balance and plant productivity. **Water Research**, 34(10), 2734-2741. 2000.

AMANN, R.; FUCHS, B. M.; BEHRENS, S. The identification of microorganisms by fluorescence *in situ* hybridisation. **Cur. Opinion Biotechnol.**, v.12, p.231-236. 2001.

ANGERILLI, N.P.D.; BEIRNE, B. P. Influence of aquatic plants on colonization of artificial ponds by mosquitoes and their insect predators. **Can. Entomology**. 112 : 793-796p. 1980.

ANTONIO, L.P. **Esgotamento Sanitário**: prioridade numa administração municipal. Revista Água e Energia. fev. 2000. Birigui- São Paulo.

APHA, AWWA, WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19<sup>th</sup>., Washington. 1995.

APHA, AWWA, WEF. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health. 20<sup>th</sup>. Washington. 1998.

ARAÚJO, A. L. C.; DUARTE, M. A. C.; MELO, H. N. de S.; VIEIRA, J. R. G.; MILANES, L. Avaliação da ETE Ponta Negra (Natal/RN): remoção de matéria orgânica e ciclo do fósforo. In: XXII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003, Joinville/SC. **Anais...** ABES. Rio de Janeiro. 2003.

ARAÚJO, I. S. **Avaliação de Lagoas Facultativa Aerada e de Maturação, em escala real, como etapas secundária e terciária de tratamento de dejetos suínos**. Tese (Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

ARAÚJO-SILVA, F.J. Número de dispersão em lagoas de maturação. **Rev. Tecnol. Fortaleza**. Fortaleza. v. 27, n. 1, p. 17-25, jun. 2006.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **Normas de reúso de efluentes**. 1997.

ATTAYDE, J. L.; BOZELLI, R. L. Environmental heterogeneity patterns and predictive models of chlorophyll *a* in a Brazilian coastal lagoon. **Iheringia**.v. 390, p. 129-139, 1999.

AUERSWALD, W. A. **Estudo de lagoas facultativas na região Nordeste do Brasil**. Dissertação de Mestrado. UFPB- Campina Grande, PB, 158p. , 1979.

AYRES, R. M. A design equation for human intestinal nematode eggs removal in waste stabilization ponds. **Water Research**, London, v. 26 n. 6, p. 863-865. June. 1992.

AZOV, Y.; GOLDMAN, J.C. Free ammonia inhibition of algal photosynthesis in intensivecultures. **Appl. Environ. Microbiol.** 1982. 43, 735-739.

BARROS, F. G.; NERY, V. D.; DAMIANOVIC, M. H. R. ; GIANOTTI, E. P.; POZZI, E. Modificação da população microbiana de uma lagoa facultativa tratando efluente líquido de abatedouro de frango. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2000. Porto Alegre. **Anais Eletrônicos...** Porto Alegre RS: AIDIS e ABES.

BARROSO, G.F.; LITTEPAGE, J. **Protocolo para análise de clorofila *a* e feopigmentos pelo método fluorimétrico**. Programa Brasileiro de Intercâmbio em Maricultura- Monitoramento Ambiental. Vitória, Espírito Santo. p.1-21. 1998.

BARROSO, M. L. A.; OLIVEIRA, R. de; SILVA, S. A. Relações entre concentrações de polissacarídeos em termos de glicose e biomassa de algas numa lagoa facultativa primária tratando águas residuárias domésticas. In: VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** ABES. 2002.

BAVARESCO, A.S.L. **Lagoas de aguapés no tratamento terciário de dejetos suínos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 1998.

BENTO, A. P. **Caracterização da Micro-fauna no Sistema Insular de Tratamento de Esgotos de Florianópolis - SC: um instrumento de controle operacional e avaliação da eficiência do processo.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 2000.

BENTO, A.P. **Tratamento de Esgoto Doméstico em Lagoas de Estabilização com suportes para desenvolvimento de perifiton – biofilme.** Tese (Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 2005.

BENTO, A. P.; LAPOLLI, F. R.; SARTORATO, J.; RIBEIRO, L. F. *Wastewater Treatment Using Stabilization Ponds: Florianopolis Experience, South Brazil.* In: V International Conference on Waste Stabilisation Ponds. 2002. Auckland. Volume 2. p. 679-684.

BENTO, A. P., REGINATTO, V., LAPOLLI, F. R. Remoção de amônia de esgotos tratados em lagoas facultativas com suportes de PVC para desenvolvimento de biofilme. **In:** XI Simpósio Luso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000.

BEHNING, A. **Das leben der wolga: zugleich eine eifuhung in die flussbiologie.** *In:* Thienemann, A., Ed Die Binnengewassser. V. Stuttgart, 162p. 1928.

BERNADINI, W. A. **Licença Ambiental de Instalação (LAI) da Indústria Frangos Morgana Abate de Aves.** Instrução Normativa. São José - Santa Catarina. 2008.

BERWANGER, A. L.S. **Produção e caracterização de biopolímero sintetizado por *Sphingomonas capsulata*.** Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos). Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões. Erechim - RS - Brasil. 2003.

BEYRUTH, Z. As algas e a previsão da qualidade ambiental na represa do Guarapiranga. **In:** XXVII Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental. Las Américas y la Acción por el Medio Ambiente en el Milenio. 03 a 08 de dezembro, Porto Alegre, 2000.

BICUDO, C. E. M.; BICUDO, R.M.T. **Algas de águas Continentais Brasileiras-Chave Ilustrada para Identificação de Gêneros**. Fundação Brasileira para o Desenvolvimento do Ensino de Ciências. São Paulo. 227p. 1970.

BOTELHO, P. M.A; SPERLING, M.V.; CHERNICHARO, C.A.L. Avaliação de Dados Físico-Químicos e Fitoplâncton da Lagoa de Maturação em Escala Piloto da ETE Nova Vista-Itabira-MG. In: XIX Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** ABES. 1997.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à Engenharia Sanitária**. 2ed. São Paulo, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 620 p. 1978

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia Aplicada a Engenharia Sanitária**. 3 ed. São Paulo. CETESB. 616p. 1986.

BRANCO, S.M.; ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2º edição. Editora Interciência. 602 p. 198

BRASIL. **Lei Nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998**. Sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.planalto.gov.br/ccivil/LEIS/L9605.htm>>. Acesso em: 29/10/2007.

BRASIL. **Lei Nº 11.445 de 5 de janeiro de 2007**. Diretrizes Nacionais para o Saneamento Básico. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2007-2010/2007/Lei/L11445.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2007/Lei/L11445.htm)>. Acesso em 02/02/2008.

BURKHOLDER, J.M.; WETZEL, R.G. Epiphytic microalgae on natural substrata in a hardwater lake: seasonal dynamics of community structure, biomass and ATP content. **Arch. Hydrobiol. Suppl.**, 83, 1-56, 1989.

BUSSAB, W.O.; MORETIN, P.A. **Estatística Básica**. 5ª Edição. São Paulo: Saraiva, 2002.

CAICEDO, J.R.; VAN DER STEEN, N.P.; ARCE, O.; GIJZEN, H.J. Effect of total ammonia nitrogen concentration and pH on growth rates of duckweed (*Spirodela polirrhiza*). **Water Research**. 34:1, 3829 – 3835. 2000.



CATTANEO, A.; KALFF, J. Primary production of algae growing on natural and artificial aquatic plants: a study of interactions between epiphytes and their substrate. **Limnol. Oceanogr.**, 24(6): 1031-1037, 1979.

CASEY, A.; ZHAN, X.M.; RODGERS, M. Ammonium removal using a vertically moving biofilme system. Department of Civil Engineering, National University of Ireland, Galway, Ireland. **Journal of Environmental Science and Health**, Volume 38, Issue 11, pages 2483 – 2494, October 2003.

CAVALCANTI, P. F.F.; HAANDEL, A. V.; KATO, M. T.; VON SPERLING, M.; LUDUVICE, M. L.; MONTEGGIA, L.O. Pós Tratamento de Efluentes Anaeróbios por Lagoas de Polimento. **PROSAB**. 2008. Disponível em: < [www.finep.gov.br](http://www.finep.gov.br) >. Acesso em: 29/10/2007.

CEBALLOS, B.S.O.; SOUSA, Maria do S.M.; KÖNIG, Annemarie. Influência da biomassa algal nas flutuações da qualidade da coluna de água e do efluente final no ciclo diário de uma lagoa facultativa primária. In: 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** ABES. 1997.

CETTO, J.M.; LEANDRINI, J.A.; FELISBERTO S.A.; RODRIGUES L.. **Periphyton algae community in Irai reservoir**. Paraná State, Brazil. *Acta Scientiarum*, 26, 1-7. 2004.

COMPANHIA CATARINENSE DE ÁGUAS E SANEAMENTO (CASAN). Direção Regional da Região Metropolitana da Grande Florianópolis. Florianópolis. 2007.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução 357 de 17 de março de 2005. Ministério do Meio Ambiente. 2005.

COUNCIL OF EUROPEAN COMMUNITIES (CEC). **Concerning urban wastewater treatment (91/271/EEC)**. Official Journal of the European Communities, L135/40 -52 (30 May), 1991.

CURTIS, T.P.; MARA, D.D.; SILVA, S.A. The effect of sunlight on faecal coliforms in ponds : implications for research and design. **Wat. Sci. Tech.** Volume 26, n 7-8.. pp 1729-1738. 1992.

COSTA, R.H.R.; MARTINS, C.L.; CAMPOS, R.H.; HOFFMANN, D.M.; SILVEIRA, R.A. **Desempenho de reatores de leito fluidizado trifásico aeróbio utilizando diferentes materiais suporte**. 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 14 a 19 de Setembro 2003 - Joinville - Santa Catarina.

CRAGGS, R. J.; TANNER, C. C.; SUKIAS, J. P. S.; DAVIES-COLLEY, R. J. Nitrification potential of attached biofilms in dairy farm waste stabilization ponds. **Wat. Sci. Tech.**, Vol.42, No.10-11, pp. 195- 202. 2000.

DALU J.; NDAMBA, J. An evaluation of duckweed-based pond systems as an alternative option for decentralised treatment and reuse of wastewater in Zimbabwe. **Water. Sci. Technol.** 48 (11) 115-122. 2003.

DAVIES-COLLEY, R. J.; CRAGGS, R. J.; ZWART, A.; NAGELS, J. W. Modelling sunlight disinfection in a high rate pond. National Institute of Water and Atmospheric Research (NIWA), Ecological Engineering. New Zealand. Volume 22. Issue 2, 1 abril, pp113-122, 2004.

DARLEY, W. M. *Algal Biology: A physiological approach*. Blackwell Scientific Publications, Vol. 9, Oxford, 168 pp.1982

COLER, R. A.; GUNNER, H.B. The rhizosphere of an aquatic plant (*Lemna minor*). *Can. J. Microbiol.* 15:964–966. 1969

DE OLIVEIRA, R. **The performance of deep waste stabilization ponds in northeast Brazil**. PhD .Thesis. The University of Leeds, UK, 1990.

DE OLIVEIRA, R. Avaliação do desempenho de uma série longa de lagoas de estabilização tratando esgoto doméstico. Relatório para o CNPq - 2ª etapa, 1995.

DE OLIVEIRA, R.; SILVA, S.A.; JÚNIOR, G.B.A.J.; MARA, D.D.; SILVA, S.T.A.; ARAÚJO, A.L.C. Uso de filtros biológicos anaeróbios no tratamento do efluente de uma lagoa de maturação primária. In: 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** ABES. 1997.

DIAB, S.; KOCHBA, M.; AVNIMELECH, Y. Nitrification pattern in a fluctuating anaerobic-aerobic pond environment. **Wat. Res.**, 27(9), 1469-1475. 1993.

EDWARDS, P.; HASAN, M.S. 1992. Evaluation of duckweed (*L. perpusilla* and *S. polyrrhiza*) as feed for Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Aquaculture*. 104:315-326.

FLECK, E.; SILVA, A. A.; ROSADO, R.M.; SOUZA, P.A.P. **A metodologia de monitoramento ambiental e operacional dos aterros sanitários de Porto Alegre e municípios conveniados.** In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** ABES. 2000.

FORNI, C.; CHEN, J.; TANCIONI, L.; CAIOLA, M.G. Evaluation of the fern *Azolla* for growth, nitrogen and phosphorus removal from wastewater. **Water Res.** 35 (6), 1592–1598. 2001.

FUSCONI, R.; GODINHO, M. J.L.; BOSSOLAN, N. R.S. **Starvation survival of *Gordonia polyisoprenivorans* CCT 7137, isolated from contaminated groundwater in Brazil.** Springer Netherlands. v. 23. n.10. October. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*. 2007.

GIRALDO, E.; GARZÓN, A. Compartmental model for organic matter digestion in facultative ponds. **Wat. Sci. & Tech.**, v. 45, n° 1, pp 25-32. International Water Association. 2002 .

GIZEN, H.J.; KHONDKER, M. An overview of the ecology, physiology, cultivation and applications of duckweed. Inception Report. **Annex 1. Literature Review.** Duckweed Research Project (DWRP). Dhaka. Bangladesh. 53pp.

GOLDSBOROUGH, L. G.; HICKMAN, M. A comparison of periphytic algal biomass and community structure on *Scirpus validus* and on a morphologically similar artificial substratum. **Journal of Phycology** .v. 27, n°2, pp. 196-206. 1991.

GOODWIN, K. **Estudo de cianófitas na lagoa da Pampulha.** Dissertação (Mestrado em Botânica) - Instituto de Ciências Biológicas - Universidade Federal de Minas Gerais, 1997.

GOTARDO, J. T. **Perfil longitudinal de uma lagoa facultativa de tratamento secundário de esgoto doméstico aplicada nas condições ambientais do sul do Brasil.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Florianópolis. 2005.

HANCOCK, S.J.; BUDDHAVARAPU L. **Control of Algae Using Duckweed (*Lemna*) Systems: constructed wetlands for water quality improvement.** G.A. Moshiri, Eds. Lewis Publishers, Florida. 399-406. 1993.

HORNER, R. R.; WELCH, E. B.; SEELEY, M. R.; JACOBY, J. M. Responses of periphyton to changes in current velocity, suspended sediment and phosphorus concentration: **Freshwater Biology**, v.24, n.2, p.215-232, 1990.

HO, S.C. Structure, species diversity and primary production of epiphytic algal communities in the Schöhsee (Holtein). **West Germany.** Alemanha, Universidade de Kiel. 306 p. (Ph D. Thesis). 1979.

HUDON, C.; LEGENDRE, P. The ecological implications of growth forms in epibenthic diatoms. **J. Phycol.**, 23: 393-399, 1987.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico.** 2000. Disponível em: < [www.ibge.gov.br](http://www.ibge.gov.br)>. Acesso em: 23/10/2007.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA (IPEA). **Saneamento e Habitação.** Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (Pnad). 2006. Disponível em: < [www.ipea.gov.br](http://www.ipea.gov.br)>. Acesso em: 29/10/2007.

IQBAL, S. **Duckweed aquaculture : potentials, possibilities and limitations for combined wastewater treatment and animal feed productions in developing countries.** Switzerland. SANDEC. nº 6. Pp. 91.1999.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos.** 3ª edição. Rio de Janeiro: ABES, 1995.

JORGENSEN, E. G.. **The biology of diatoms.** Werner. University of California Press, Berkeley.1977. PP, 150-168.

JOURNEY, W.; SPIRA, W.; SKILLICORN, Paul. **Duckweed Aquaculture: a new aquatic farmings system for developing contries**. The International Bank for Reconstruction and Development/The World Bank. Washington, D.C. 1993

JUNGLES, M. K. **Tratamento de Esgoto Sanitário em Lagoa de Maturação com Biofilme**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). 2007.

KAYOMBO, S.; MBWETE, T. S. A.; MAYO, A.W.; KATIMA, J. H. Y.; JORGENSEN, S. E. Modelling diurnal variation of dissolved oxygen in waste stabilization ponds. **Ecological Modelling**. n.127, (21-31), 2000.

KAYOMBO, S.; MBWETTE, T.S.A.; MAYO, A.W.; KATIMA, J.H.Y.; JORGENSEN, S.E. Diurnal cycles of variation of physical-chemical parameters in waste stabilization ponds. **Ecological Engineering**. vol. 18, no. 3, p. 287-292. 2002.

KELLNER, E.; Pires. **Lagoas de Estabilização: Projetos e Operação**. Rio de Janeiro, ABES, 1998.

KINGSTON J.C.; LOWE, R.; STOERMER E.F.; LADEWSKI T.B. Spatial and temporal distribution of benthic diatoms in Northern Lake Michigan. **Ecology**, 64, 1566-1580. 1983.

KLUMPP, A. Utilização de bioindicadores de poluição em condições temperadas e tropicais. In: MAIA, N.B.; MARTHOS, H.L.; BARRELA, W. **Indicadores ambientais: conceitos e aplicações**. São Paulo: EDUC, 2001.

KOMÁREK. J.; KOMÁRKOVÁ, J.; KLING, H. Filamentous cyanobacteria. In: WEHR, J.D.; SHEATH, R.G. (Eds.). *Freshwater Algae of North America: Ecology and classification*. Amsterdam: Academic Press, An imprint of Elsevier Science. cap. 4, p.117-196. 2003

KÖNIG A. Capítulo 3. Biologia das lagoas. Algas. In: MENDONÇA,S.R..**Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: novos conceitos**. João Pessoa. 385 p. 1990.

KÖNIG, A.. Biología de las lagunas de estabilización: algas. In: MENDONÇA, S.R. (Coord.). **Sistemas de Lagunas de estabilización: cómo utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de regadío**. [s.l.]: McGraw Hillp.44-67. 2000.

KÖNIG, A.; PEARSON, H. W.; SILVA, S. A. Ammonia toxicity to algal growths in waste stabilisation ponds. **Wat. Sci.and Tech.** v.19, n.12, p.115-122. 1987.

KÖRNER, S.; LYATUU, G.B.; VERMAAT, J.E. The influence of *Lemna gibba* L. on the degradation of organic material in duckweed covered domestic waste water. **Water Res.** 32:3092–3098. 1998.

KÖRNER, S.; VERMAAT, J.E. The relative importance of *Lemna gibba* L., bacteria and algae for the nitrogen and phosphorus removal in duckweed-covered domestic waste water. **Water Res.** 32:3651–3661. 1998.

KORTE, V.L.; BLINN, D.W. Diatom colonization on artificial substrat in pool and riffle zones studied by light and scanning electron microscopy. **J. Phycol.** 19 :332-341.1983.

KRACIK, M. E. S. **Caracterização do esgoto bruto de 5 localidades da Grande Florianópolis e sistema de tratamento dos esgotos do continente: uma contribuição para melhoria do desempenho das lagoas de estabilização de Potecas.** Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Florianópolis: 1998 .

LAKATOS, G. Composition of reed periphyton (biotecton) in the Hungarian part of lake Fertő. **Biol. Forschun. für Burg.**, 71: 125-134. 1989.

LANDOLT, E.; KANDELER, R. The family of *Lemnaceae*, a monographic study, Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes ETH. 1987.

LAZAROVA, V.; NOGUEIRA, R.; MANEM J.; MELO L. Control of Nitrification efficiency in a nem biofilm reactor. **Water Science and Technology.** Vol 36. N° 1. pp 31–41. 1997.

LOBO, E. A.. **Utilização de algas diatomáceas epilíticas como indicadoras da qualidade da água em rios e arroios hidrográfica do Guaíba RS, Brasil.** Santa Cruz: Edunisc, 2000.

LOPES, H.F.; RÖRIG, L.; CANAN, G.; BURLIGA, A.; ALVES, S. **Análise qualitativa e quantitativa das microalgas ocorrentes em lagoas facultativas da**

**CASAN – Balneário Camboriú como indicação da eficiência do sistema de tratamento de esgotos.** Relatório do Programa de Iniciação Científica. Universidade do vale do Itajaí – UNIVALI. Itajaí. Julho. 2005.

LLOYD, D. **Operation, maintenance and monitoring.** In: SHILTON, A. Pond Treatment Technology. London, UK. 479 p. 2005. *Apud* ARAÚJO, Iria Sartor. **Avaliação de Lagoas Facultativa Aerada e de Maturação, em escala real, como etapas secundária e terciária de tratamento de dejetos suínos.** Tese. Florianópolis, Abril. 2007.

LOWE & PAN, 1996 *apud* MORESCO, Carina. **Comunidade de algas perifíticas, com destaque para cianobactérias, nos reservatórios de Segredo e Iraí, Estado do Paraná, Brasil.** Dissertação de Mestrado. UEM. Maringá- Paraná. 2006.

MAYO, A. W.; NOIKE. T. Response of mixed culturas of *Chlorella vulgaris* e heterotrophic bacteria to varia of pH. **In: Pergamon. Wat. Sci. Tech.** vol. 30. 8, 285-294. 1994.

MAYNARD, H. E.; OUKI, S. K.; WILLIAMS, S. C. Terciary Lagoons: a review of removal mechanisms and performance. **Water Research.** v33. n7. p 1-13. 1999.

MANDI, L. (1994). "Marrakesh Waste-Water Purification Experiment Using Vascular Aquatic Plants Eichhornia-Crassipes and Lemna-Gibba." **Wat. Sci. and Tech.** 29(4): 283-287.

MARA, D. D.; ALABASTER, G. P.; PEARSON, H. W.; MILLS, S. W. **Waste stabilization ponds: a desing manual for eastern Africa.** Lagoon Technology International Ltda. England. 121p. 1992.

MARGALEFF, R. *Ecologia.* Edicional Interamerican. Madrid - Spain.1977.

MEDRI, W.; COSTA, R.H.R.; PERDOMO, C. C. **Estudo econômico e avaliação preliminar de um sistema de tratamento: lagoas anaeróbias e facultativas pra dejetos suínos.** Universidade Federal de Santa Catarina. 2004.

MENDONÇA, S.R. Sistemas de lagunas de estabilización. Santa Fe de Bogotá, Editora Mc Graw Hill. 2000.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse.** THM Edition, New York. 1992.

METCALF & EDDY. *Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse.* 3 ed. Nova York: McGraw-Hill. 1993.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse.** 4. ed. [S.l.]: Metcalf & Eddy. 1819 p. 2003.

MOHEDANO, Rodrigo A. **Tratamento de efluente e produção de alimento, em cultivo de tilápias (*Oreochromis niloticus*), através da macrófita aquática *Lemna valdiviana* (Lemnaceae): uma condição para a sustentabilidade da aqüicultura.** Dissertação (Mestrado em Engenharia de Aqüicultura). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 2004.

MONTE, M.H.M. **Waste Stabilization Ponds in Europe.** Water and Environment Journal. 6 (1), 73-78. J. 1747-6593. (1992).

MONTEIRO, P.C.P.; BRANDÃO, C.C.S.; SOUZA, M.A.A. **Viabilidade do Uso da Radiação Solar na Desinfecção da Água.** Dissertação. (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos). Universidade de Brasília. Brasília. 2005.

MORESCO, C. **Estrutura da Comunidade de Algas Perifíticas com destaque para cianobactérias em reservatórios Paranaenses.** Dissertação (Pós Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais). Universidade Estadual de Maringá. Maringá. 2004.

MOSCHINI-CARLOS, V.; HENRY, R. Aplicação de índices para a classificação do perifíton em substratos natural e artificial, na zona de desembocadura do rio Paranapanema (Represa de Jurumirim), SP. **Rev. Brasil. Biol.**, 57(4): 655-663. 1997.

MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. L. M.; HENRY, R. Chemical composition of tropical macrophyte *Echinochloa polystachya* (HBK) Hitchcock in Jurumirim Reservoir (Sao Paulo, Brazil). **Hydrobiologia.** 411:1-11. 1999.



MOSCHINI-CARLOS, V. O papel do perifiton em áreas alagáveis e nos diagnósticos ambientais. In: Sidinei Magela Thomaz; Luis Mauricio Bini. (Org.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: Universidade Estadual de Maringá, p. 211-230.2003.

NEAL, E.C.; PATTEN, B.C.; DEPOE, C.E. Periphyton growth on artificial substrates in a radioactively contaminated lake. **Ecology**, 48: 918–924. 1967.

NETER, J.N.; WASSERMAN, W.; KUTNER, M.H. **Applied Linear Statistical Models**. 3ª Edição. Boston, EUA: Richard D. Irwin Inc., 1990.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Guanabara. Rio de Janeiro. 1986.

OLIVEIRA, S. M. A. C.; VON SPERLING, M. Avaliação de 166 ETE's em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1: análise de desempenho. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 10, n. 4. 2005. Disponível em: <<http://www.scielo.br/scielo>>. Acesso em: 02/11/2007.

ORON, G.; RAN, N.; AGAMI, M. A pilot study of constructed wetlandas using duckweed (*Lemna gibba* L.) for treatment of domestic primary effluent in Israel. **Water Research**. 2004.

ORON, G.; STEEN, P.; BREENER, A. An integrated duckweed and algae pond system for nitrogen removal and renovation. **Wat. Sci. Technol.** v. 38. n°1, pp 335-343. 1998.

ORON G.; WILDSCHUT L.R.; PARATH D. Wastewater recycling by duckweed for protein production and effluent renovation. **Water. Sci. Technol.** 17 803-817. 1984.

PANITZ, C.M.N. **Estudo comparativo do perifiton em diferentes substratos artificiais na represa do LOBO, São Carlos, SP**. 224p. Dissertação. PPGERN-UFSCar, São Carlos, SP. 1980.

PEREIRA, C. M. **Avaliação do potencial do efluente de lagoas de estabilização para utilização na piscicultura**. Tese de Doutorado. Programa de Pós Graduação em Engenharia de Produção - Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, SC. 2004.

PICOT, B.; COSTA, R.H.R; PHILIPPI, L.S; SAMBUCCO, J.P. The desludging of waste stabilization ponds and sludge disposal in France. In: Specialized Conference on Sludge Management: regulation, treatment, utilization and disposal. **Anais...** Acapulco. México. 2001. *Apud* ARAÚJO, Iria S. **Avaliação de Lagoas Facultativa Aerada e de Maturação, em escala real, como etapas secundária e terciária de tratamento de dejetos suínos.** Tese. (Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental) Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 2007.

PLANAS D.; NEIFF, J.J. Is periphyton important in the *E. crassipes* meadows?. **Verh. Int. Verein. Limnol.** 26: 1865-1870. 1998.

POLISEL, K.C. **Desempenho de lagoas de maturação utilizando macrófitas aquáticas e chicaneamento.** Tese. São Carlos. 2005.

CIMBLERIS, A. C. P. **Cinética de absorção de uréia por *Melosira italica* (EHR.) Kutz. em diferentes condições de luminosidade.** São Carlos: UFSCar, 1987. 88 p. Mestrado (Ecologia)-UFSCar. CCBS - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde. ERN.

RABELO, L. P. **Estudos preliminares para implantação da filtração em margem na Lagoa do Peri como pré- tratamento de água para remoção de fitoplâncton.** Dissertação de Mestrado. Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC. Florianópolis. 2006

REVISTA ANALYTICA. **Análise da Resolução 357/2005 do Conselho Nacional do Meio ambiente. Ministério do Meio Ambiente. 2006.** Disponível em: <[www.revistaanalytica.com.br/analytica/ed\\_anteriores/21/art06.pdf](http://www.revistaanalytica.com.br/analytica/ed_anteriores/21/art06.pdf)>. Acesso em: 10/12/2007.

RODRIGUES, L.; MAJEWSKI, V. A.; ARROTEIA, F. I.; MURAKAMI, E.A; OLIVEIRA, C. E. M.; LEANDRINI, J. A.; MORESCO, C.; FELISBERTO, S. A. **Perifiton.** PELD – Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração. Universidade Estadual de Maringá. 2005.

ROUND, F.E.; BICUDO, C.EM. **Biologia das algas.** Ed. Guanabara 2, 2ª Ed., 263p. Rio de Janeiro, 1983.

SAMPAIO, L. F. S.; MENDONÇA, L. C. Desempenho de um sistema de lagoas de estabilização, localizado em São Cristóvão, SE - Brasil, no tratamento de esgotos domésticos. (II-109) **In:** VIII Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – SIBESA. Setembro. Fortaleza – CE, 2006. 1-5.

SAND-JENSEN, K. Physical and chemical parameters regulating growth of periphytic communities. **In:** WETZEL, R.G. (Ed.). Proceedings of the First International Workshop on Periphyton of Freshwater Ecosystems, Vaxjö. 1983.

SANTOS, André B. Fundamentos da Biotecnologia Aplicada à Remoção de Cor de Esgotos Têxteis. **Rev. Tecnol., Fortaleza**, v. 26, n. 1, p. 80-90, jun. 2005.

SCHWARZBOLD, A. Métodos ecológicos aplicados ao estudo do perifíton. **Acta Limnologica Brasiliensia**, São Paulo, v.3, p.545-592, 1990.

SHIMODA, M. 1984. Macrophytic community and their significances indicator of water quality in two ponds in the Saijo Basin, Hiroshima Prefecture, Japan Hikobia. Disponível em < [www.epa.gov.br](http://www.epa.gov.br) >. Acesso em 27 de janeiro de 2008.

SLADEKOVA, A. Limnological investigation methods for the periphyton (Aufwuchs) community. **Bot. Rev.** 28:286. 1962.

SLADEKOVA, A.; DOR, I. Production rate of the periphyton in Lake Tiberias as measured by the glass-slide method. Israel. **J. Bot.**, 19: 1–15. 1970

SIEGEL, S. **Estatística Não-Paramétrica Para as Ciências do Comportamento**. São Paulo: McGraw-Hill, Inc: 1975.

SILVA, F. **Biorremção de nitrogênio, fósforo e metais pesados (Fe, Mn, Cu, Zn) do efluente hidropônico através do uso de *Chlorella vulgaris***. Dissertação (Pós Graduação em Agrossistemas). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, Jan, 2006.

SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R.; BARROSO, M. L.A. Relações entre concentrações de polissacarídeos em termo de glicose e biomassa de algas em lagoas profundas em escala piloto tratando águas residuárias domésticas. In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** ABES. 2003. Joinville. Santa Catarina.

SOARES, M. **Aplicação da biofiltração no tratamento de vapores de gasolina**. Tese. (Programa de Pós Graduação em Processos Biotecnológicos). Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 2006.

SOMMER, B.; MARINO, A.; SOLARTES, Y.; SALAS, M.L.; DIEROLF, C.; VALIENTE, C.; MORA, D.; RECHSTEINER, R.; SETTERS, P.; WIEOJANAGUDS, W.; AJARMEH, H.; AI-HASSAN, A.; WEGELIN, M. SODIS - an emerging water treatment process. **J. Water** . SRT – Aqua, vol. 46 (3), pp 127-337. 1997.

SOUSA, J. T.; LEITE, V.D.; LUNAS, J.G. Desempenho da cultura do arroz irrigado com esgotos sanitários previamente tratados. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.5, n.1, p.107-110, 2001 Campina Grande, PB, DEAg/UFPB.

SOVEREIGN BRASIL. **Soluções Completas em Análise**. Disponível em: <<http://www.sovnet.com.br/>>. Acesso em 01 de fevereiro de 2008.

SMITH, M.D.; MOELYOWATI, I. Duckweed based wastewater - treatment (DWWT): Design guidelines for hot climates. *Water Sci. Orlando, FL. Technol.* 43:291–299. 2001.

STATSOFT, Inc. **STATISTICA (Data Analysis Software System)**. Version 7. 2004. Disponível em: <[www.statsoft.com](http://www.statsoft.com)>. Acesso em 12/12/2007.

STEVENSON, R.J.; BOTHWELL, M.L.; LOWE, R.L. (Eds.) **Algal ecology: freshwater benthic ecosystems**. San Diego: Academic Press, 1996. p.641-667. In: RODRIGUES, L. Impacto do Sedimento sobre o desenvolvimento do perifiton no rio Taquari, Pantanal, MS. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Corumbá - MS. 2002.

TADESSE, I.; GREEN, F. B.; PUHAKKI, J. A. Seasonal and diurnal variations of temperature, pH and dissolved oxygen in advanced integrated wastewater pond system treating tannery effluent. **Water Research**, v.38, p. 645-654. 2004.

TAKUETI, M. R.S. **Avaliação de desempenho de uma estação de tratamento de esgoto por lagoas de estabilização com chicanas.** UNESP. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Ilha Solteira. Outubro. 2003.

TAVARES, F. A. **Eficiência da *Lemna* sp. no tratamento de efluentes líquidos de suinocultura. Florianópolis.** Dissertação (Mestrado em Engenharia de Aquicultura) Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2004.

TEIXEIRA, L. M.F. **Utilização de substrato artificial para colonização perifítica: subsídio à remoção de microrganismos e nutrientes na Estação de Tratamento de Esgotos – LAMI.** Dissertação. (Programa de Pós Graduação em Ecologia) – Instituto Biociências. URGs. Porto Alegre, RS. 2003.

TUCCI, A.; SANT'ANNA, C. L. Estratégias adaptativas de cianobactérias planctônicas de um reservatório urbano eutrófico. In: X Congresso Nacional de Limnologia, 2005, Ilhéus. **Anais...** X Congresso Brasileiro de Limnologia. v. 10. p. 27. 23. 2005.

TUCHMAN, N.C.; JAN STEVENSON, R.; ZENCHAK, K. A. Effects of snail and crayfish grazing on benthic algal succession rates and direction. In: 39<sup>th</sup> Annual meeting, North American Benthological Society, Santa Fe, New Mexico. 1991.

UEHARA, M. Y. & VIDAL, W.L. **Operação e Manutenção de Lagoas Anaeróbias e Facultativas. Coleção Série Manuais.** CETESB –SP. 1989.

UEHARA, M. Y.; VIDAL, W. L. **Operação e manutenção de lagoas anaeróbias e facultativas.** São Paulo, CETESB (Séries Manuais). 89 p. 1989.

VASCONCELOS, V. M.; PEREIRA, E. M. Cyanobacteria diversity and toxicity in a Wastewater Treatment Plant (Portugal). **Water Research**, 35 (5): 1354-1357. 2001.

VAN DEN HOEK, MANN & JAHNS. Inserção de algas nos níveis altos da nova classificação. 1997.

VAN DER STEEN N.P.; BRENNER, A; ORON, G. An integrated duckweed algae pond system for nitrogen removal and renovation. **Wat. Sci. & Technol.** 38 (1), 335-343. 1998.

VAN DER STEEN N.P.; BRENNER, A.; VAN BUUREN, J.; ORORN, G. Post treatment of UASB reactor effluent in an integrated duckweed and stabilization ponds system. **Water Research.** 33(3). 615-620.

VAN DER STEEN, N.P.; ZIMMO, O.R.; GIZEN, H.J. Comparasion of ammonia volatilisation rates in algae and duckweed-based waste stabilisation ponds treatign domestic wastewater. **Water Research.** 37 (2003) 4587–4594. 2003.

VEESTRA, S.; AI-NOZAILY F. A.; ALAERTS, G. J.. **Purple Non-Sulfur bactéria and their influence on waster stabilisation pond performance in the Yemen Repuplic.** 2 nd International Specialist Conference (IAWQ). 1993.

VIDEIRA, S. S., ARAÚJO, J. L.S., BALDANI, V. L.D. **Metodologia para Isolamento e Posicionamento Taxonômico de Bactérias Diazotróficas Oriundas de Plantas Não Leguminosas.** Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. 2007.

VON ELBE, J.H. Colorantes. In: FENNEMA, O.W. **Química de los alimentos.** 2.ed. Zaragoza : Wisconsin - Madison, Cap.10, p.782-799. 2000.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** vol. 3. Lagoas de estabilização. DESA-UFMG, 134 p. 1996 (a).

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA, Universidade Federal de Minas Gerais. Volume 1. 240 p. Minas Gerais, 1995.

VON SPERLING, M. **Remoção de coliformes em lagoas de estabilização comparação de diversos modelos e proposição de abordagens simplificadas.**

Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais. 2000.

WAGNER, M.; AMANN, R. Molecular techniques for determining microbial community structures in activated sludge. In: IAWQ. **Microbial community analysis: the key to the design of biological wastewater treatment systems**. pp 61-71. 1997.

WATANABE, T.. **Perifiton**: comparação de metodologias empregadas para caracterizar o nível de poluição das águas. **Acta. Limnol. Brasil**. vol. 3, p. 593-615. 1990.

WATER ENVIRONMENTAL FEDERATION (WEF), 1984 *apud* FERREIRA, José A. M. **Análise da Resolução 357/2005 do Conselho Nacional do Meio ambiente (CONAMA) - Ministério do Meio Ambiente. Revista Analytica. 2006**. Disponível em: < [www.revistaanalytica.com.br/analytica/ed\\_anteciores/21/art06.pdf](http://www.revistaanalytica.com.br/analytica/ed_anteciores/21/art06.pdf)>. Acesso em: 10/12/2007.

WETZEL, R. G. Opening remarks. In: Wetzel, R. G. **Periphyton of freshwater ecosystems**. The Hague, Dr. W. Junk. 1983.

ZANOTELLI, C. T. **Modelagem matemática de nitrogênio e fósforo em lagoas facultativas e de aguapés para tratamento de dejetos suínos**. Tese. (Pós Graduação em Engenharia de Produção). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 2002

ZIMO, Omar. **Nitrogen transformations and removal mechanisms in algal and duckweed waste stabilisation ponds**. Dissertation. (International Institute for Infrastructural, Hydraulic and Environmental Engineering). Netherlands. 2003.

ZIRSCHKY, J.; REED S.C. The use of duckweed for waste water treatment. **J. Water Pollut. Control Fed.** 60:1253–1258.1988.

## 9. APÊNDICE A

As estimativas das médias e erros padrões apresentadas nesta parte do estudo foram obtidas a partir da aplicação de modelos estatísticos da ANOVA. Nas tabelas a seguir estão apresentados os resultados da ANOVA para os parâmetros de análise. Está apresentado também o nível de significância (valor p) do testes K-S.

Parâmetro	Lagoas	n	Eficiência Média (%)	Erro Padrão	ANOVA		K-S
					F	Valor p	Valor p
<b>Eficiência DQO t</b>	LT	37	10,7	21,1	3,48	0,0662	< 0,05
	LL	37	-44,2	138,0			
	Geral	74	-16,8	101,9			
<b>Eficiência DQO s</b>	LT	37	26,4	18,0	0,05	0,8249	> 0,10
	LL	37	25,4	21,9			
	Geral	74	25,9	19,9			
<b>Eficiência Amônia</b>	LT	37	45,0	29,2	15,41	0,0002	< 0,025
	LL	37	21,0	23,1			
	Geral	74	33,0	28,8			
<b>Eficiência Nitrito</b>	LT	37	-614,2	934,3	8,83	0,0040	< 0,001
	LL	37	-112,0	428,9			
	Geral	74	-363,1	764,9			
<b>Eficiência Nitrato</b>	LT	37	-262,2	408,2	15,72	0,0002	< 0,005
	LL	37	5,2	40,7			
	Geral	74	-128,5	318,0			
<b>Eficiência Fosfato</b>	LT	37	45,9	29,5	5,62	0,0205	< 0,005
	LL	37	-44,2	138,0			
	Geral	74	0,9	109,0			
<b>Eficiência Sólidos Totais</b>	LT	37	-13,9	30,0	0,01	0,9250	> 0,10
	LL	37	-13,1	35,9			
	Geral	74	-13,5	32,9			
<b>Eficiência STF</b>	LT	37	-14,6	31,0	0,00	0,9926	> 0,10
	LL	37	-44,2	138,0			
	Geral	74	-29,4	100,4			
<b>Eficiência STV</b>	LT	37	-14,6	31,0	0,02	0,8939	> 0,10
	LL	37	-14,7	39,0			
	Geral	74	-14,6	35,0			
<b>Eficiência SS</b>	LT	37	-34,0	77,6	10,24	0,0020	< 0,025
	LL	37	13,8	47,1			
	Geral	74	-10,1	68,1			
<b>Eficiência Clorofila</b>	LT	37	-48,4	231,8	2,53	0,1161	> 0,10
	LL	37	-222,8	625,4			
	Geral	74	-135,6	476,6			

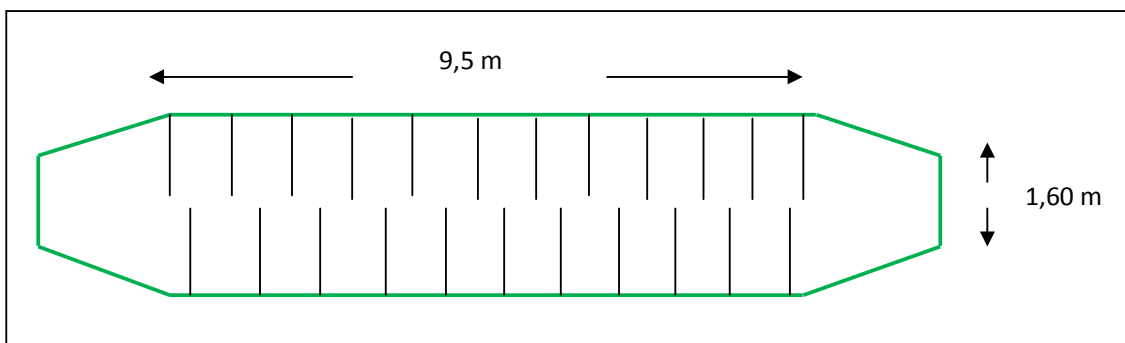
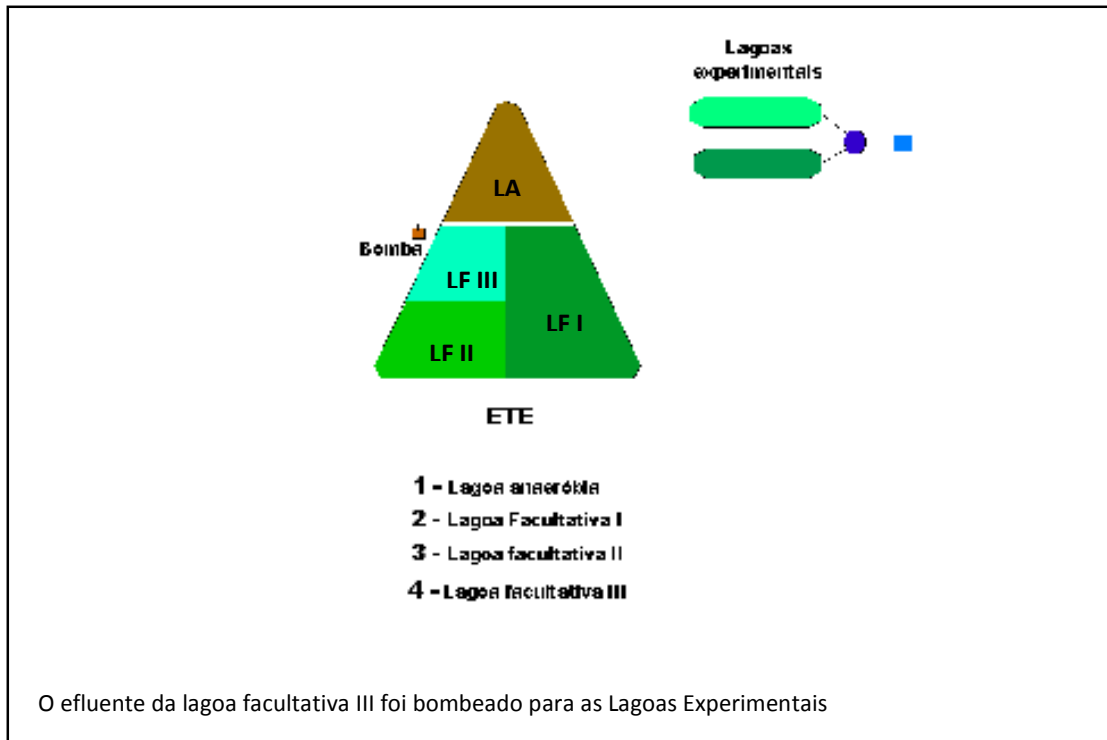


<b>Eficiência Coli. Totais</b>	LT	19	65,7	40,3	0,23	0,6308	> 0,10
	LL	19	53,0	107,5			
	Geral	38	59,3	80,3			
<b>Eficiência Coli. Fecais</b>	LT	17	20,9	284,1	0,11	0,7468	> 0,10
	LL	17	44,8	103,9			
	Geral	34	32,9	211,0			
<b>Eficiência NTK</b>	LT	10	57,2	19,2	3,49	0,0780	> 0,10
	LL	10	40,0	22,0			
	Geral	20	48,6	21,9			
<b>Eficiência DBO T</b>	LT	25	33,9	19,7	1,70	0,1979	> 0,10
	LL	25	23,7	34,1			
	Geral	50	28,8	28,0			
<b>Eficiência DBOs</b>	LT	19	57,3	25,9	1,14	0,2920	> 0,10
	LL	19	47,3	31,1			
	Geral	38	52,3	28,7			
<b>Eficiência Turbidez</b>	LT	37	-0,4	77,0	1,96	0,1662	> 0,10
	LL	37	-36,9	138,8			
	Geral	74	-18,7	112,9			

Ao nível de significância de 0,05 (5%), houve diferença significativa estatisticamente nos parâmetros destacados negrito, onde o valor p foi menor que 0,05. Nota-se a significância marginal (próxima a 0,05) na eficiência DQOt e Fosfato saída. Ambos os testes ANOVA e K-S apresentaram resultados semelhantes, apenas no NTK saída houve divergência nos resultados dos testes.

## 9.1. APÊNDICE B

### Desenho Esquemático do Sistema Experimental

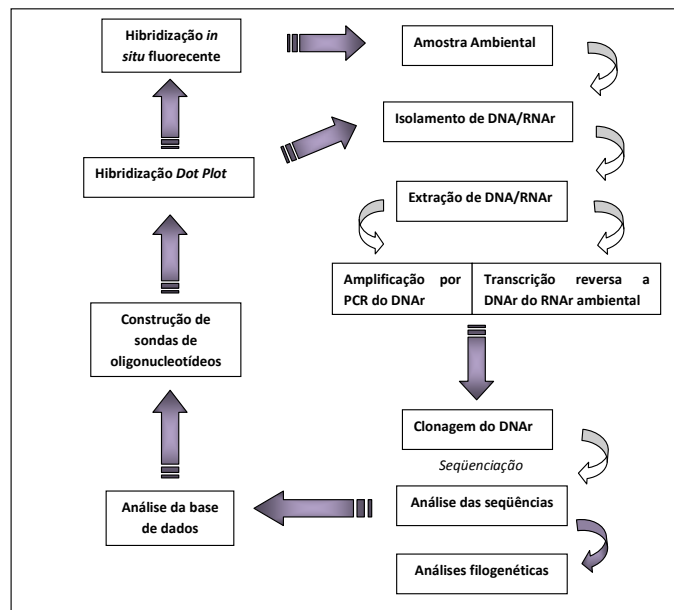


Layout da Lagoa com Telas. Placas dispostas ao longo da lagoa em posição vertical/transversal.

## 10. ANEXO A

Passos para a construção de sondas conforme descrito em metodologia de Bento (2005)

- 1) Realiza-se a extração dos ácidos nucleicos diretamente da amostra ambiental de um determinado *habitat* ou a partir de uma cultura pura, através dos procedimentos habituais, nomeados de técnicas de diluição. Na seqüência podem-se seguir duas vias objetivando a construção de clones de DNAr (Amann *et al.*, 1992):
  - a. PCR: fragmentos do DNAr podem ser seletivamente amplificados de um DNA misto a partir de *primers* específicos da região do DNAr 16S;
  - b. Transcrição reversa do RNAr 16S do ecossistema a partir da enzima *transcriptase reversa*, obtendo-se o DNAc (DNA complementar).



Na construção de uma sonda estão envolvidas quatro etapas fundamentais (Amann *et al.*, 1995):

- i. Alinhamento do RNAr (ou seu gene DNAr);
- ii. Identificação da seqüência alvo;
- iii. Síntese e marcação da sonda;
- iv. Avaliação experimental e otimização da especificidade da sonda e determinação da temperatura de dissociação.

A terceira etapa envolve a síntese de DNA que pode ser efetuada automaticamente e a marcação dos nucleotídeos é realizada por ligação enzimática (com radionucleotídeos ou dioxigenina) ou por ligação química (com dioxigenina ou marcadores fluorescentes).