

**MARIELE KATHERINE JUNGLES**

**TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO EM LAGOA DE MATURAÇÃO COM  
BIOFILME**

**FLORIANÓPOLIS**

**2007**

**Mariele Katherine Jungles**

**TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO EM LAGOA DE MATURAÇÃO COM  
BIOFILME**

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.

Co-orientadora: María Ángeles Lobo Reccio, Dr<sup>a</sup>.

**FLORIANÓPOLIS**

**2007**

**“TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO EM LAGOA DE MATURAÇÃO  
COM BIOFILME”**

MARIELE KATHERINE JUNGLES

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>a</sup>. Célia Regina Granhen Tavares, Dr<sup>a</sup>.

---

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

---

Prof. Luiz Sérgio Phillipi, Dr.

---

Prof. Sebastião Roberto Soares, Dr.  
(Coordenador)

---

Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.  
(Orientador)

---

Prof<sup>a</sup>. María Ángeles Lobo Reccio, Dr<sup>a</sup>.  
(Co-orientadora)

FLORIANÓPOLIS, SC – BRASIL

2 de ABRIL, 2007.

Jungles, Mariele Katherine

**Tratamento de Esgoto Sanitário em Lagoa de Maturação com Biofilme.**

Mariele Katherine Jungles – Florianópolis: Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, 2007.

150p.

Dissertação de mestrado - Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.

1. Tratamento de Esgoto Sanitário 2. Lagoas de Maturação 3. Biofilme 4 I. Título.

*Dedico este trabalho  
à meus amados pais José  
Evelásio e Vera Lúcia Jungles ao  
meu irmão Manoel Ricardo Jungles  
e aos meus queridos padrinhos  
Antônio Edésio e Lacy de Oliveira Jungles.*

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer a Deus que me deu forças para que pudesse seguir meus estudos.

Ao professor Dr. Flávio Rubens Lapolli, pela orientação, incentivo, amizade.

Para professora Maria Ángeles do Lobo Recio pela co-orientação, amizade, carinho.

Aos amigos do LaRA – Laboratório de Reúso de Águas: Jaqueline, Alessandra, Maria Eliza, Rafael, Yasmine, Eduardo, Luana e Kleber, em especial a Iracema, Flávia, Vanessa, pelo apoio recebido. Ao GESAD – Grupo de Estudos em Saneamento ao Pablo em especial a Débora que colaborou para que eu conseguisse desenvolver meu trabalho.

Ao meu pai José Evelásio e a minha mãe Vera Lúcia Jungles, que incentivaram meus estudos e ao meu irmão Manoel Ricardo e cunhada Sandra.

Aos meus queridos padrinhos Antônio Edésio e Lacy de Oliveira Jungles pelo carinho com o qual me receberam e por acreditarem no meu esforço.

Ao meu tio Mauro Edson Jungles que me ensinou matemática em muitos finais de semana.

Ao Célio Brandt por apoiar meus estudos e estar presente nos momentos felizes e difíceis da minha vida.

Aos amigos da minha terra natal (Mafra), Priscila, Kelly, Annelize, Ises, Gisa, Loreane e Tiago.

Aos meus amigos de Ponta Grossa, Adriana, Guilherme, Miralva, Fabio, Alexandra, Rodrigo, Susana, Sandro, Leandra, Igor, Viviane Martins, Fernando, Viviane Ossig, Gilson.

Aos meus amigos de Florianópolis, Antônio Pedro, Marcos, José Luiz, José Barrios, Fabio, Denio, Maria Aparecida, Feranada, Vanessa Souto, Claudia e em especial ao Rafael Tezza, Nancy, Franciane que estiveram comigo em todos os momentos de dificuldade e superação.

A todos os professores, funcionários e alunos do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental em especial Arlete, Eliane, Kátia, Rosane e Maurício.

A professora Regina Vasconcellos Antônio e a bolsista Heloisa Fernandes do laboratório de bioquímica e biologia molecular de microrganismos por auxiliar no teste de FISH.

Aos professores, Rejane Helena Ribeiro da Costa, Luiz Sérgio Phillipi e Célia Regina Granhen Tavares por aceitar em compor a Banca e contribuir com trabalho.

Ao Juliano Anderson Pacheco pelo auxílio nas análises estatísticas.

Ao CNPq e PROSAB pela bolsa Apoio Técnico antes de iniciar o Mestrado. A UFSC, por conceder a oportunidade de realizar um Mestrado e a CAPES por ceder a bolsa de estudo.

*“A mente que se abre a uma nova idéia jamais volta ao seu tamanho original”.*

(Albert Einstein)

## SUMÁRIO

**LISTA DE TABELAS**

**LISTA DE FIGURAS**

**LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS**

**RESUMO**

**ABSTRACT**

<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>20</b>
<b>2. OBJETIVOS .....</b>	<b>23</b>
2.1 OBJETIVO GERAL .....	23
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	23
<b>3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>24</b>
3.1 LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO.....	24
<b>3.1.1 Histórico .....</b>	<b>25</b>
<b>3.1.2 Lagoas Anaeróbias .....</b>	<b>26</b>
<b>3.1.3 Lagoas Facultativas.....</b>	<b>28</b>
<b>3.1.4 Lagoas de Maturação.....</b>	<b>29</b>
3.1.4.1 Lagoas de Maturação para Remoção de Nutrientes .....	30
3.1.4.2 Padrões de lançamento de coliformes e ovos de helmintos para o efluente de Lagoas Maturação.....	31
3.1.4.3 Comunidade Plantônica em Lagoas de Maturação .....	32
<b>3.1.5 Critérios de Projeto para as Lagoas de Estabilização.....</b>	<b>36</b>
3.1.5.1 Lagoas Anaeróbias .....	36
3.1.5.2 Lagoas Facultativas .....	37
3.1.5.3 Lagoas de Maturação.....	40
3.2 BIOFILMES .....	45
3.3 HIBRIDIZAÇÃO IN SITU FLUORESCENTE – FISH PARA IDENTIFICAÇÃO DE BACTÉRIAS .....	47
3.4 MICRORGANISMOS INDICADORES DE CONTAMINAÇÃO FECAL .....	48
3.5 ESTRATIFICAÇÃO TÉRMICA (VARIAÇÃO NICTEMERAL).....	50
3.6 VARIÁVEIS RELACIONADAS AO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS ATRAVÉS DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO.....	52

<b>3.6.1 Fotossíntese e Respiração Aeróbia (Degradação da Matéria Carbonácea) .....</b>	<b>52</b>
<b>3.6.2 Fatores Climáticos.....</b>	<b>53</b>
<b>3.6.3 Nutrientes .....</b>	<b>54</b>
3.6.3.1 Nitrogênio .....	54
3.6.3.2 Fósforo.....	56
<b>4. MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>58</b>
4.1. MATERIAIS E DESCRIÇÃO DAS UNIDADES PILOTO.....	58
<b>4.1.1 Medição de Vazão.....</b>	<b>60</b>
4.2. DESCRIÇÃO DOS MÉTODOS DE AMOSTRAGEM .....	61
<b>4.2.1. Dados de Campo.....</b>	<b>64</b>
<b>4.2.2. Análises Físico-Químicas, Bacteriológicas e Microscópicas.....</b>	<b>65</b>
<b>4.2.3 Fluorescence <i>In Situ</i> Hybridization – FISH .....</b>	<b>73</b>
4.3 CÁLCULOS .....	79
<b>4.3.1 Tempo de Detenção Hidráulica .....</b>	<b>79</b>
<b>4.3.2 Taxa de Aplicação Superficial .....</b>	<b>79</b>
<b>4.3.3 Eficiência .....</b>	<b>80</b>
<b>4.3.4 Coeficiente Cinético.....</b>	<b>80</b>
<b>4.3.5 Cinética do Decaimento Bacteriano.....</b>	<b>81</b>
4.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS RESULTADOS .....	82
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>83</b>
5.1 ANÁLISE DESCRITIVA DO SISTEMA .....	83
<b>5.1.1 Coeficiente Cinético em LF.....</b>	<b>85</b>
<b>5.1.2 Taxa de Aplicação Superficial em LF.....</b>	<b>86</b>
<b>5.1.3 Análise Descritiva dos Parâmetros Monitorados em LMB e LM.....</b>	<b>87</b>
5.1.3.1 Indicadores Bacteriológicos.....	96
<b>5.1.4 Condições Climáticas .....</b>	<b>100</b>
<b>5.1.5 Parâmetros de Campo.....</b>	<b>102</b>
5.2 ANÁLISE INFERENCIAL .....	104
<b>5.2.1 Anova.....</b>	<b>104</b>
<b>5.2.2 Correlação .....</b>	<b>105</b>
5.3 COMUNIDADE PLANCTÔNICA .....	108
5.4 ANÁLISES DO BIOFILME .....	112
5.5 PERFIL LONGITUDINAL E HORÁRIO .....	116

5.6 PERFIL DE ESTRATIFICAÇÃO TÉRMICA (VARIAÇÃO NICTEMERAL) .....	127
<b>6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES .....</b>	<b>141</b>
6.1 CONCLUSÕES .....	141
6.2 RECOMENDAÇÕES .....	143
<b>7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>144</b>

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Padrões de coliformes em corpos d'água doce, segundo CONAMA 357/05.....	32
Tabela 3: Parâmetros de projeto para lagoas anaeróbias. ....	36
Tabela 4: Comportamento hidrodinâmico considerando a relação comprimento – largura.	37
Tabela 5: Fórmulas para estimativa da degradação da matéria carbonácea em termos de DBO5 solúvel efluente.....	38
Tabela 6: Coeficientes cinéticos citados por diferentes autores. ....	39
Tabela 7: Regimes hidráulicos e fórmula para estimativa de coliformes nos efluentes. ....	41
Tabela 8: Valores de profundidade e TDH por diferentes autores para lagoas de maturação. ....	42
Tabela 9: Valores de coeficiente $K_b$ <i>E.coli</i> e <i>Salmonella sp.</i> ao longo de lagoas de maturação em série. ....	43
Tabela 10: Formas de fosfato solúveis e insolúveis.....	57
Tabela 11: Parâmetros físico-químicos e biológicos analisados em LA, LF, LMB e LM. .	61
Tabela 12: Métodos utilizados na determinação das diferentes formas de nitrogênio. ....	67
Tabela 13: Microrganismos analisados pelo FISH e sondas. FA <sup>⊕</sup> = paraformaldeído. (Adaptado de BENTO, 2005).....	77
Tabela 14: Categorias utilizadas para estimar a quantidade de células hibridizadas durante as análises de FISH. ....	78
Tabela 15: Caracterização do efluente da LA durante todo o período de estudo (27/04/2006 a 05/12/2006).....	83
Tabela 16: Estatísticas descritivas dos parâmetros do efluente de LF.....	84
Tabela 17: Coeficientes cinéticos médios de LF para DBO5 e DQO.....	85
Tabela 18: Taxa de aplicação superficial média de LF para DBO5 e DQO. ....	86
Tabela 19: Estatísticas descritivas dos parâmetros nos efluentes da LMB e LM.....	87
Tabela 20: Eficiência média em (%) dos sistemas de lagoas de maturação convencional e com biofilme.....	91
Tabela 21: Transformação de amônia em LMB e LM.....	92
Tabela 22: Valores dos coeficientes de decaimento bacteriano para LMB e LM baseado nas densidades médias.....	97

Tabela 23: Valores de coliformes totais e fecais da análise descritiva para LMB e LM....	97
Tabela 24: Eficiência (%) dos patogênicos em LMB e LM para todo o período de estudo.	98
Tabela 25: Dados climatológicos cedidos pela Epagri. ....	100
Tabela 26: Estatísticas descritivas dos parâmetros de campo. ....	103
Tabela 27: Resultados da ANOVA para as eficiências de remoção.....	104
Tabela 28: Resultados da ANOVA para os parâmetros de campo.....	105
Tabela 29: Resultados do teste de normalidade Shapiro-Wilk.....	105
Tabela 30: Resultados da correlação de <i>Spearman</i> entre os parâmetros de LF, LMB e LM. .....	106
Tabela 31: Interpretação dos valores de correlação.....	106
Tabela 32: Densidade e presença de microrganismos verificados no efluente de LF, LMB e LM.....	108
Tabela 33: Estatística descritiva do Biofilme.....	112
Tabela 34: Microrganismos presentes no biofilme.....	114
Tabela 35: Quantificação dos organismos detectados no biofilme.....	116
Tabela 36: temperatura do ar, intensidade de luz e ao longo do período de estudo. ....	117
Tabela 37: Variações de direção e velocidade do vento nos períodos da manhã, tarde e noite.....	128

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Ciclo simbiótico entre algas e bactérias. ....	24
Figura 2: Seqüência de etapas envolvidas na digestão anaeróbia da matéria orgânica. ....	27
Figura 3: Influência da carga da lagoa e da hora do dia na espessura das camadas aeróbias e anaeróbias. ....	29
Figura 4: Representação esquemática do grupo coliforme relacionado às demais bactérias. ....	49
Figura 5. Camadas que formam a estratificação térmica em um corpo d'água natural. ....	51
Figura 6: Sistema de lagoas. (LF, LMB e LM). ....	59
Figura 7: Foto de a) LMB b) LM e c) LF. ....	60
Figura 8: Caixa de nível constante para a alimentação de LM e LMB. ....	60
Figura 9: Pontos de coleta para a determinação do perfil longitudinal e horário em LMB e LM. ....	63
Figura 11: Ponto de coleta na avaliação perfil de estratificação térmica (variação nictemeral) em LMB e LM. ....	63
Figura 12: (Adaptado de BENTO, 2005) Microrganismos analisados e suas respectivas sondas. ....	76
Figura 13: Comportamento da DQO solúvel em LMB e LM ao longo do período de Estudo. ....	89
Figura 14: Eficiências de Remoção para LMB e LM em a) DBO <sub>5</sub> e em b) DQO. ....	90
Figura 15: Comportamento da concentração de amônia, nitrito e nitrato em LMB e LM. .	93
Figura 16: Eficiência de remoção da amônia em LMB e LM. ....	93
Figura 17: eficiência na remoção de fosfato para LMB e LM. ....	94
Figura 18: Clorofila a e sólidos suspensos verificados ao longo do período. ....	95
Figura 19: Clorofila a e Oxigênio Dissolvido em LMB e LM. ....	96
Figura 20: Evolução de pH, OD, temperatura do líquido e <i>Coliforme fecais</i> ao longo do estudo. ....	98
Figura 21: Gráficos Box plot para eficiência de a) Coliformes totais e b) Coliformes fecais. ....	99
Figura 22: Precipitação média mensal observada em 2006. ....	100

Figura 23: Evaporação média mensal observada em 2006. ....	101
Figura 24: Temperatura média mensal do ar observada em 2006. ....	101
Figura 25: Intensidade de luz solar medidas ao longo do período de estudo. ....	102
Figura 26: Frequência média dos microrganismos encontrados em suspensão no efluente final de LF, LMB e LM. ....	110
Figura 27: Microrganismos presentes nas lagoas a)LF, b) LMB e c) LM. ....	111
Figura 28: Quantificação e composição média da biomassa perifítica na LMB. ....	112
Figura 29: Microrganismos presentes no biofilme. ....	115
Figura 30: Fotos de células hibridizadas em amostra do biofilme. DAPI em azul e Beta 42 a em vermelho. ....	116
Figura 32: Temperatura do líquido nos pontos analisados. ....	118
Figura 35: Alcalinidade dos pontos do perfil longitudinal. ....	120
Figura 36: Perfil longitudinal da turbidez em diferentes horários do dia. ....	121
Figura 37: Perfil da condutividade elétrica para os pontos analisados. ....	122
Figura 38: Concentrações de amônia para os pontos analisados. ....	122
Figura 39: Concentração de nitrito para os pontos analisados. ....	123
Figura 40: Valores de nitrato para os pontos analisados. ....	124
Figura 41: Concentrações de fosfato para os pontos analisados. ....	124
Figura 42: Valores das concentrações DQO total do perfil longitudinal. ....	125
Figura 43: Valores da concentração de sólidos em suspensão do perfil longitudinal .....	126
Figura 44: Concentração de clorofila “a” medida em dois horários do perfil longitudinal. ....	127
Figura 45: Temperatura do ar ao longo das 24 horas do dia 26/09/2006. ....	128
Figura 46: Variação da temperatura durante as 24 horas de estudo nas diferentes profundidades de LMB e LM. ....	129
Figura 47: Concentração de OD nas diferentes profundidades. ....	130
Figura 48: Variação do pH durante as 24 horas de estudo nas diferentes profundidades para LMB e LM. ....	131
Figura 49: Alcalinidade nas diferentes profundidades para LMB e LM. ....	132
Figura 50: Valores de turbidez nas diferentes profundidades . ....	133
Figura 51: Valores de condutividade nas diferentes profundidades para LMB e LM. ....	134

Figura 52: Concentração de Amônia nas diferentes profundidades para LMB e LM.....	135
Figura 54: Concentrações de nitrato nas diferentes profundidades para LMB e LM.....	136
Figura 55: Concentração de fosfato nas diferentes profundidades para LMB e LM.....	137
Figura 56: Variação de DQO durante as 24 horas de estudo nas diferentes profundidades para LMB e LM. ....	138
Figura 57: Concentração de Sólidos suspensos para as diferentes profundidades. ....	139
Figura 58: Variação de Peso seco algal durante as 24 horas de estudo nas diferentes profundidades para LMB e LM. ....	139
Figura 59: Concentrações de clorofila “a” nas diferentes profundidades para LMB e LM. ....	140

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

%	Porcentagem / porcentagem
ANOVA	Análise de variância
APHA	American Public Halph Association
CASAN	Companhia Catarinense de Água e Saneamento
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CTC	Centro Tecnológico
d	dias
DBO <sub>5</sub>	Demanda Bioquímica de Oxigênio de 5 dias
DP	Desvio Padrão
DQO	Demanda Química de Oxigênio
E	Eficiência de Remoção (%)
<i>E. coli</i>	<i>Eschechia coli</i>
ENS	Engenharia Sanitária e Ambiental
HDT	Hidraulic detention time
ha	hectare
K <sub>b</sub>	Coefficiente de decaimento bacteriano
K <sub>t</sub>	Coefficiente cinético
kg	Kilograma
LARA	Laboratório de Reuso de Águas
LIMA	Laboratório Integrado de Meio Ambiente
m	Metro
m <sup>2</sup>	Metro quadrado
m <sup>3</sup>	Metro Cúbico
mg/L	Miligrama por Litro
mL	Mililitro
cm	Centímetro
mm	Milímetro
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> - N	Íon Amônio ou Nitrogênio Amoniacal
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> - N	Nitrito
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> - N	Nitrato
OD	Oxigênio Dissolvido
P1,P2,P3,P4,P5 e P6	Ponto 1, Ponto 2, Ponto 3, Ponto 4 Ponto 5 e Ponto 6.
pH	Potencial Hidrogeniônico
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> - P	Fosfato
PPGEA	Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental

$r^2$	Coeficiente de determinação
SS	Sólidos Suspensos
ST, STF, STV	Sólidos Totais, Sólidos Totais fixos, Sólidos totais voláteis
T (°C)	Temperatura em graus Celsius
TDH	Tempo de detenção Hidráulica
USFC	Universidade Federal de Santa Catarina
LA	Lagoa Anaeróbia
LF	Lagoa Facultativa
LMB	Lagoa de Maturação com Biofilme
LM	Lagoa de Maturação Controle
ATP	Adenosina trifosfato
NADPH	Nicotinamida adenina dinucleotídeo fosfato

## RESUMO

As lagoas de maturação são empregadas no tratamento terciário dos esgotos possibilitando o polimento do efluente tratado, sendo sua função principal a remoção de patogênicos. Porém, a remoção dos nutrientes contidos nos esgotos afluentes não é muito efetiva, razão pela qual o presente estudo objetiva obter a melhoria da remoção de amônia e fosfato via modificação da lagoa de maturação por meio de placas de PVC. As placas possibilitam o desenvolvimento de um biofilme, e este incorpora N e P em sua biomassa e/ou favorecem processos de nitrificação. Foram estudadas uma lagoa de maturação com placas de PVC (LMB), e uma lagoa convencional como controle (LM), ambas com volume útil de 7,60m<sup>3</sup> e área superficial de 15,2m<sup>2</sup> (profundidade de 0,5m, comprimento de 9,5m e 1,60m de largura). Os suportes na LMB foram colocados verticalmente e abaixo da superfície da água no sentido longitudinal da lagoa, totalizando 30m<sup>2</sup> de área de suporte para aderência de biofilme, correspondente a duas vezes a área superficial da lagoa. Tanto LM quanto LMB foram operadas em paralelo, com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 10 dias e uma vazão de 31,7 L/h. Como afluente destas lagoas utilizou-se o efluente de uma lagoa facultativa piloto provida de chicanas (LF) com volume útil de 10,99m<sup>3</sup>, área superficial de 10,5m<sup>2</sup> e profundidade de 1,05m., que operou sob um TDH de 5 dias e com uma vazão de 91,6 L/h. A LF foi alimentada com efluente proveniente da lagoa anaeróbia (LA) da ETE Continental de Florianópolis. Semanalmente “in situ”, foram medidos oxigênio dissolvido, transparência por disco de Secchi e temperatura das lagoas (LF, LMB e LM). Em laboratório foram analisados os seguintes parâmetros: DBOt, DBOs, DQOt, DQOs, ST, STV, STF, SS, 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. Foi efetuado estudo por microscopia ótica qualitativa para identificação de organismos em LF, LMB e LM. Realizou-se também um estudo de Fish, para a identificação de microrganismos do biofilme, bem como, perfis longitudinal/ horário e de estratificação térmica (variação nictemeral) em pontos determinados na LMB e LM. Ao logo do estudo a qualidade sanitária do efluente, medida por meio de indicadores de *Coliformes fecais* foi satisfatória. O sistema apresentou eficiência de 92,5% e 91,1% para LMB e LM, respectivamente. A eficiência na transformação de nitrogênio amoniacal foi de 53,5% (LMB) e 47,2% (LM). Como resultado do Fish foram encontradas raras células hibridizadas de *Nitrospina sp.* De um modo geral, a LMB apresentou resultados mais eficazes na remoção de patogênicos e na transformação de nitrogênio amoniacal. Os resultados indicam que, além de processos de evaporação e fixação de amônia, possivelmente houve também processo de nitrificação em LMB, fato que pode ser confirmado pela existência de *Nitrospina sp.* responsável pela nitrificação no biofilme.

Os resultados obtidos na avaliação do perfil longitudinal e horário demonstraram que seria conveniente a realização de mais um perfil para uma avaliação pela ANOVA (análise de variância) com o intuito de determinar a hidrodinâmica das lagoas. No perfil nictemeral, para as diferentes profundidades, pode-se verificar que os fatores que influenciaram fortemente as condições de funcionamento das lagoas foram a temperatura e a intensidade solar. O desenvolvimento deste estudo permitiu um melhor entendimento dos fatores que interferem no processo de tratamento de esgoto sanitário através de lagoas de maturação.

**Palavras – Chave:** Tratamento de Esgoto Sanitário, Lagoas de Maturação, Remoção de Coliformes, Biofilme, Remoção de Nutrientes.

## ABSTRACT

The maturation ponds are used in the wastewater tertiary treatment possibiliting the effluent polishing, mainly the pathogen removal. However the nutrient removal, present in the wastewater is not effective. Regarding this fact, the present study aims to improve the ammonia and phosphate removal through the inclusion of PVC supports in the maturation ponds. The supports enable the biofilm development that incorporates N and P in its biomass or contributes with nitrification processes. Two maturation ponds were studied: one with PVC supports (LMB) and another conventional maturation pond used as control (LM), being both with volume of 7,60m<sup>3</sup> and superficial area of 15,2m<sup>2</sup> (0,5m deep, 1,60m wide and 9,5m long). The LMB supports were located vertically, above the water surface in the pond longitudinal direction, totalizing an area support for biofilm attachment of 30m<sup>2</sup>, corresponding to twice as the pond superficial area. Both ponds were operated in parallel under a hydraulic detention time (HDT) of 10 days and a flow rate of 31,7L/h. The influent that fed both ponds was originated from a pilot facultative pond with baffles (LF), its dimensions were: volume of 10,99m<sup>3</sup>, superficial area of 10,5m<sup>2</sup> and depth 1,05m. It operated under a hydraulic detention time of 5 days and a flow rate of 91,6L/h. The LF was fed with the anaerobic pond effluent from the Wastewater Treatment Plant from Florianópolis. Weekly, the parameters analyzed "in situ" were dissolved oxygen, transperance with the Secchi disc and the ponds temperature. The parameters analyzed under laboratory conditions were: BOD and COD (total and soluble), TS, TVS, TFS, SS, 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>, chlorophyll "a", pH, alkalinity, total and fecal coliforms, conductivity and turbity. An optic microscopy study was conducted in order to identify and quantify the microorganisms present in LF, LMB and LM. Besides the Fish study was also realized, as well as the ponds longitudinal and daily analysis and termic stratification in determined points of LMB and LM. During the experimental period, the wastewater sanitary conditions that was determined through fecal coliforms analysis presented an efficiency of 92,5% and 91,1% for LMB and LM, respectively. The ammoniacal nitrogen transformation presented an efficiency of 53,5% for LMB and 47,2% for LM. As a result of the Fish study, it was found rare hybridized cells of *Nitrospina* sp. The LMB pond presented better results considering pathogen removal and ammoniacal nitrogen transformation. Besides the evaporation process and ammonia fixing, possibly the nitrification process has occurred in LMB due to the presence of *Nitrospina* sp. Considering the results obtained in the longitudinal/daily analysis, it has shown the need of another study for the comparison of the ponds hydrodynamic through the Analysis of Variance (ANOVA). In the termic stratification study, the temperature and solar intensity influenced in the ponds performance according to the different depths. The present study contributed to a better understanding of the factors that affect the wastewater treatment process through the waste stabilization ponds.

**Key- words:** Domestic wastewater treatment, Maturation ponds, Coliforms removal, Biofilm, Nutrient Removal.

## 1. INTRODUÇÃO

Uma parcela considerável dos recursos hídricos no Brasil se encontra em condições impróprias devido à ocorrência de lançamento de esgotos sem tratamento adequado nos corpos receptores. O esgotamento sanitário atinge 54% dos domicílios em todo o Brasil, mas apenas 10% do esgoto coletado é tratado. No Estado de Santa Catarina, segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), apenas 8,84% da população possui coleta e tratamento de esgotos sanitários. Visando minimizar este problema é que se torna necessário o estudo de tecnologias para tratamento de esgotos dentro das possibilidades econômicas do Brasil.

As lagoas de estabilização, dentro das tecnologias para tratamento de esgotos, são uma alternativa viável para o Brasil devido ao seu baixo custo de implementação e manutenção. Outras vantagens em se utilizar esses sistemas são as condições climáticas favoráveis e área territorial disponível para sua implementação.

Os sistemas de lagoas de estabilização funcionam através de processos naturais por meio de fenômenos químicos, físicos e biológicos.

A lagoa de estabilização é definida como uma lagoa contendo água residuária bruta ou tratada em que ocorre estabilização anaeróbia ou aeróbia da matéria orgânica.

Existem vários sistemas de lagoas de estabilização, dentre eles estão: lagoas facultativas, lagoas anaeróbias seguidas por lagoas facultativas, lagoas aeradas facultativas, lagoas aeradas de mistura completa seguidas por lagoas de decantação, e lagoas de maturação (von SPERLING, 1996).

As lagoas de maturação possibilitam o polimento do efluente de qualquer sistema de tratamento de esgotos. A principal função das lagoas de maturação é a destruição de organismos patogênicos. As lagoas de maturação removem os patógenos, mas não fazem à remoção adicional da carga orgânica (von SPERLING, 1996).

Sabe-se que o ambiente ideal para o desenvolvimento de microorganismos patogênicos é o trato intestinal humano. Com a eliminação dos excrementos humanos, os patogênicos se

fazem presentes no esgoto sanitário. Os fatores que contribuem para o desenvolvimento destes microrganismos são condições ideais de: pH, temperatura, insolação, alimento e etc.

A construção de lagoas de maturação tende a atender todos os requisitos para que os microrganismos patogênicos não se desenvolvam. Estes mecanismos são mais eficazes em lagoas com menores profundidades para favorecer a penetração da radiação solar, o que explica o fato das lagoas de maturação serem rasas.

Os sistemas de tratamento de esgotos têm o intuito de diminuir a carga orgânica antes de seu lançamento em um corpo receptor. Em sistemas de tratamento que não possuem um polimento, o efluente tratado pode apresentar ainda elevada carga de nutrientes e patógenos, o que pode representar risco a saúde pública. Uma alternativa viável seria acrescentar um sistema de lagoas de maturação para remover essa elevada carga de nutrientes e patógenos.

A utilização dos biofilmes nas lagoas de maturação tem a função de aumentar a eficiência do tratamento de esgotos por promover uma efetiva nitrificação, além de imobilizar a biomassa ativa (BENTO, 2005).

Existem várias definições de biofilme, mas, no geral, estes podem ser definidos como sendo uma matriz polimérica de aspecto gelatinoso, aderida a uma superfície sólida, quase sempre imersa em meio líquido e que é, essencialmente, constituída por um aglomerado de células microbianas, por água e pelos seus produtos de excreção (substâncias poliméricas extracelulares) (ALLISON, 2003; SUTHERLAND *et al.*, 2001).

Sob determinadas condições, os microrganismos se aderem, interagem com as superfícies e iniciam o crescimento celular. Essa multiplicação dá origem às colônias e quando a massa celular é suficiente para agregar nutrientes, resíduos e outros microrganismos, está formado o que se denomina biofilme.

A decantação dos sólidos suspensos em uma lagoa de estabilização convencional é muito lenta. A utilização de suportes para o desenvolvimento de biofilme acelera o processo de remoção dos sólidos em suspensão, pelo fato da biomassa se aderir a um meio suporte.

As lagoas de estabilização são pouco efetivas na remoção de nutrientes. Do ponto de vista tecnológico, o estudo de lagoas de maturação com suportes para o desenvolvimento de biofilme é interessante, pelo fato de visar à remoção de nutrientes.

O tratamento de esgotos domésticos em lagoas de estabilização com placas para o desenvolvimento de biofilme microbiano é pouco estudado no Brasil (BENTO *et al.*, 2004). Desta forma, o presente trabalho pretende contribuir com estudos anteriormente realizados.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GERAL**

Estudar o desempenho de sistema de lagoas de estabilização para tratamento de esgotos, no que diz respeito à remoção de nitrogênio, fósforo e coliformes, mediante a adição de lagoa de maturação modificada com suportes de PVC para desenvolvimento do biofilme.

### **2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

Para obtenção do objetivo geral buscou-se:

- Comparar o estudo com tratamento convencional (sem placas) em lagoa de maturação sem biofilme.
- Identificar os organismos aderidos ao suporte do biofilme por meio de microscopia óptica e FISH.
- Identificar, por meio de microscopia óptica, os organismos aderidos ao suporte do biofilme e comparar com a biomassa em suspensão.
- Avaliar a qualidade dos efluentes tratados em cada módulo do sistema, por meio de análises físico-químicas e bacteriológicas.
- Realizar perfil longitudinal e perfil de estratificação térmica.
- Avaliar a influência dos fatores climáticos no desempenho das duas lagoas de maturação (convencional e com placas).

### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

A lagoa de estabilização é um reator biológico dimensionado dentro de critérios técnicos que, ao receber esgoto bruto, submete-o à degradação biológica, e desta forma, estabiliza ou mineraliza o máximo possível da carga orgânica, reduzindo também o número de microrganismos patogênicos existentes (D' AVIGNON, 2002).

Para MUTTAMARA e PUETPAIBOON (1996) as lagoas de estabilização são designadas primeiramente para remoção de matéria orgânica biodegradável e bactérias patogênicas.

A matéria orgânica é estabilizada por via bacteriológica-oxidação aeróbia ou fermentação anaeróbia; e/ou redução fotossintética das algas.

A estabilização da matéria orgânica se baseia em dois princípios biológicos: respiração e fotossíntese. Na lagoa acontece um ciclo onde, organismos fotossintetizantes sintetizam a matéria orgânica, e desta forma, liberam oxigênio ao meio. Os organismos heterótrofos alimentam-se de matéria orgânica, utilizam oxigênio para sua oxidação e liberação de energia necessária (von SPERLING, 1996). Como subproduto dessa atividade ocorre a liberação de gás carbônico, amônia e fosfato, necessários à fotossíntese (Figura 1).

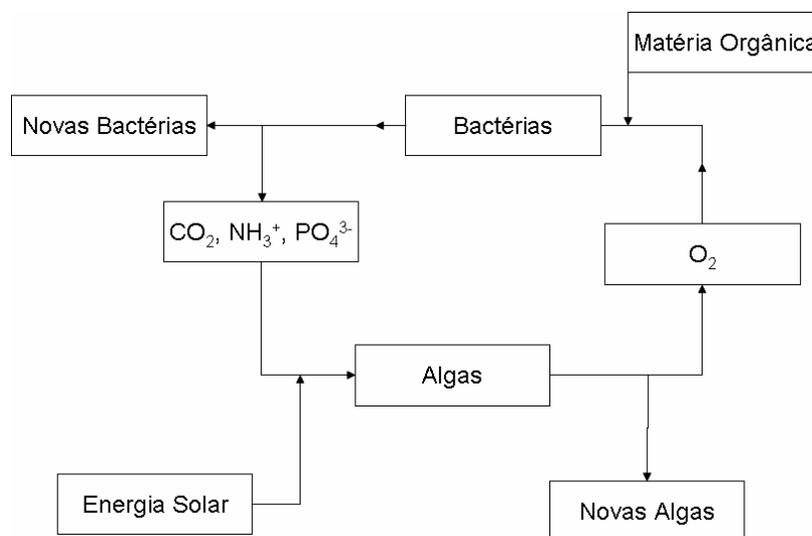


Figura 1: Ciclo simbiótico entre algas e bactérias.

Fonte: Adaptado de RAMALHO (1977).

Fatores climáticos como vento e calor, podem influenciar no grau de mistura que ocorre dentro de uma lagoa, minimizando a possibilidade de ocorrência de curtos circuitos hidráulicos e de zonas estagnadas, bem como assegurando uma razoável e uniforme distribuição da carga orgânica e oxigênio (D' AVIGNON, 2002).

### **3.1.1 Histórico**

A primeira lagoa ocidental surgiu em Santa Rosa na Califórnia nos Estados Unidos em 1924.

Para evitar o custo de montagem de uma estação de tratamento de esgoto sanitário em Santa Rosa, se fez passar o esgoto sobre um leito de pedras. O que veio a ocorrer foi a colmatação dos vazios e uma acumulação de esgotos, no entanto o que se notou é que este efluente tinha características de um filtro biológico.

Em 1928, na localidade de Fesseden, na Dakota do Norte, não foi 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, localizado afastado da cidade. Depois de alguns meses, a qualidade do efluente final foi comparada a um tratamento secundário (JORDÃO E PESSOA, 1995).

Por volta da década de 40, apareceram as lagoas com acompanhamento de sua operação, a partir do qual procurou-se conhecer os parâmetros para o dimensionamento e melhor entendimento do seu funcionamento. A primeira instalação americana projetada especialmente para a estabilização dos esgotos, foi na cidade de Maddok, na Dakota do Norte em 1948.

No Brasil, a primeira lagoa foi construída em 1960 pelo Eng<sup>o</sup> Benoit Almeida Victoretti, a lagoa de estabilização de São José dos Campos – SP, com lagoas em série, sendo anaeróbia seguida de facultativa. Em 1963 no Rio de Janeiro, na Cidade de Deus, foi construída uma lagoa facultativa e depois aerada (JORDÃO E PESSOA, 1995).

### 3.1.2 Lagoas Anaeróbias

As lagoas anaeróbias têm sido utilizadas para o tratamento de esgotos domésticos onde ocorrem lançamentos com uma grande carga de matéria orgânica por unidade de volume da lagoa.

A estabilização em condições anaeróbias é lenta, pelo fato de as bactérias anaeróbias possuírem uma baixa taxa de reprodução. Segundo LAAK (1986), a estabilização da matéria orgânica por processos anaeróbios, é mais lenta (3 a 10 vezes) quando comparada com sistemas aeróbios.

As lagoas anaeróbias são usualmente profundas (4 a 5 m), com a finalidade de reduzir a penetração do oxigênio produzido na superfície para as demais camadas. Desta forma não sobrevive o oxigênio dissolvido nestas lagoas (AISSE, 2000).

A DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) é em torno de 50% estabilizada na lagoa anaeróbia (von SPERLING, 1996). A eficiência destas lagoas para remoção de bactérias patogênicas é de 40 a 50%, em virtude da falta de oxigênio e da ação da radiação solar (AZEVEDO NETTO, J. M. *et al*, 1975). Essas percentagens de remoção de DBO e bactérias patogênicas do efluente de lagoas anaeróbias levam a necessidade de um tratamento posterior.

Os sólidos sedimentam no fundo da lagoa, onde são digeridos anaerobiamente, e posteriormente as águas residuárias são lançadas em lagoas facultativas ou em um outro tratamento posterior à lagoa anaeróbia (AISSE, 2000). Para von SPERLING (1996), o sistema mais utilizado consiste em lagoa anaeróbia seguida por lagoa facultativa.

Segundo JORDÃO E PESSOA (1995), nas lagoas anaeróbias a estabilização ocorre sem o concurso de oxigênio dissolvido, através dos fenômenos de digestão ácida e fermentação metanogênica que tomam parte do processo.

A fermentação anaeróbia é um processo seqüencial. Na primeira etapa ocorre a hidrólise, onde os microrganismos facultativos na ausência de oxigênio dissolvido transformam compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídios) em compostos orgânicos simples. Na fase chamada de acidogênica (onde o pH fica entre 5 e 6), os

microrganismos convertem a matéria orgânica a ácidos orgânicos e nesta fase ocorre a produção de material celular e compostos intermediários mal cheirosos (gás sulfídrico, mercaptanas). Posteriormente, na fase chamada de metanogênica as bactérias formadoras de metano transformam os ácidos orgânicos da acidogênese em metano e dióxido de carbono, quando então o pH sobe para 7,2-7,5, os maus odores desaparecem, havendo formação de espuma, de cor cinzenta. Nesta fase a temperatura deve ser acima de 15°C. (JORDÃO E PESSOA, 1995). Na Figura 2, são apresentadas às seqüências metabólicas e os grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.

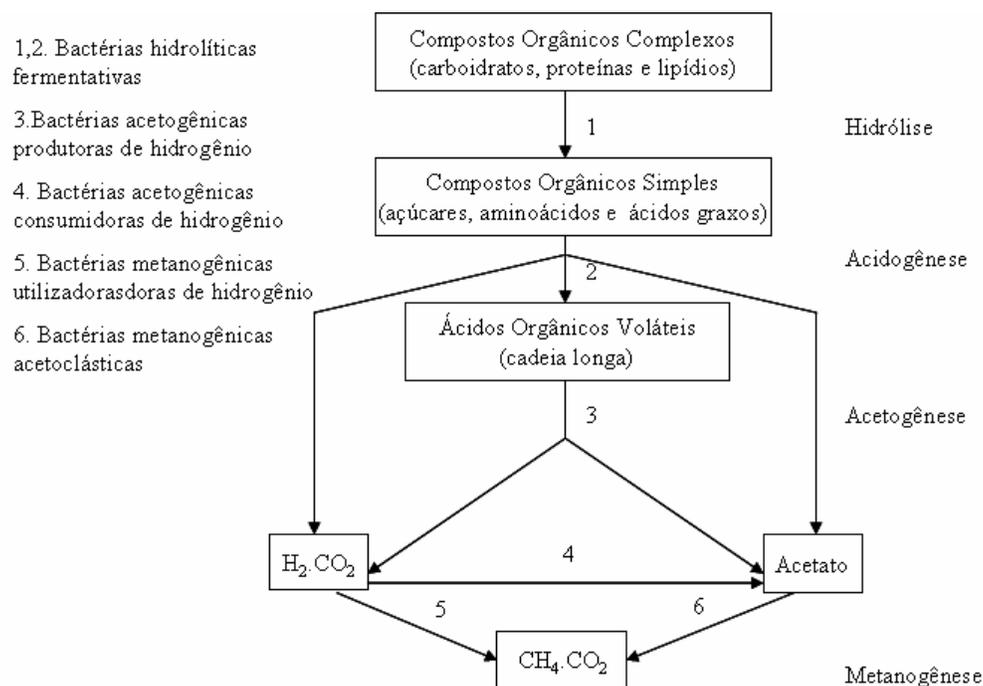


Figura 2: Seqüência de etapas envolvidas na digestão anaeróbia da matéria orgânica. Fonte: Adaptado de CHERNICHARO (1995) *apud* von SPERLING (1996).

Quando não se estabelece a fermentação metanogênica, a lagoa anaeróbia apresenta problemas de mau cheiro. É fundamental, portanto que ocorra o equilíbrio entre as comunidades de bactérias para garantir a consecução dessas duas etapas principais (Acidogênese e Metanogênese).

### 3.1.3 Lagoas Facultativas

Lagoa facultativa foi um termo proposto por Willian J. Oswald (Universidade da Califórnia) para caracterizar o tratamento de efluentes através de lagoas fotossintéticas mais comuns descritas na literatura. Neste tipo de lagoa o tratamento se processa por fenômenos aeróbios e anaeróbios (AZEVEDO NETTO, *et al.* 1975).

As lagoas facultativas são a variante mais simples de lagoas de estabilização. O processo consiste na retenção dos esgotos por um longo período de tempo para que ocorra a estabilização da matéria orgânica por condições naturais (von SPERLING, 1996).

O esgoto afluente entra em uma extremidade da lagoa e sai na extremidade oposta. Ao longo deste período, uma série de mecanismos contribui para a purificação dos esgotos. Existem três zonas onde estes mecanismos atuam: zona anaeróbia, zona aeróbia e zona facultativa (von SPERLING, 1996).

A matéria orgânica em suspensão tende a sedimentar, vindo a constituir o lodo de fundo (zona anaeróbia). Este lodo passa pelo processo de decomposição por microorganismos anaeróbios, sendo convertido lentamente em gás carbônico, água, metano e outros. Após um certo período de tempo, apenas a fração não biodegradável permanece na camada de fundo. O gás sulfídrico gerado não causa problemas de mau cheiro, pelo fato de ser oxidado, por processos químicos e bioquímicos, na camada aeróbia superior (von SPERLING, 1996).

A matéria orgânica dissolvida e a matéria orgânica em suspensão de pequenas dimensões não sedimentam, permanecendo dispersas na massa líquida. Na camada superficial, tem-se a zona aeróbia. Nesta zona a matéria orgânica é oxidada por meio da respiração de organismos aeróbios. Há necessidade da presença de oxigênio, o qual é suprido ao meio pela fotossíntese realizada pelas algas. Em uma camada intermediária existe a zona facultativa que funciona com a presença ou ausência de oxigênio (von SPERLING, 1996).

A espessura de cada zona vai depender fortemente da carga aplicada à lagoa e das condições climáticas no decorrer do dia, conforme apresentado na figura 3.

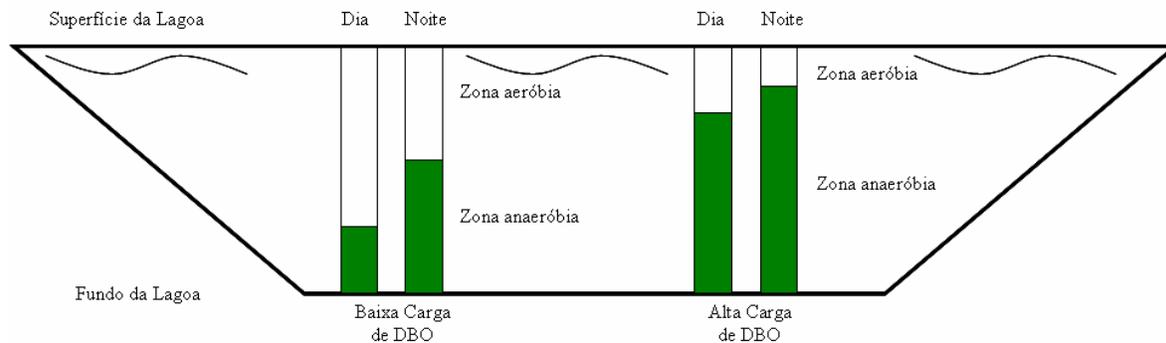


Figura 3: Influência da carga da lagoa e da hora do dia na espessura das camadas aeróbias e anaeróbias.

Fonte: Adaptado de von SPERLING (1996).

Em geral as lagoas facultativas apresentam um melhor desempenho durante os períodos mais quentes, quando a temperatura do ar e a intensidade solar são mais altas. Este fato pode ser observado, por exemplo, no monitoramento dos Coliformes Totais e Fecais. (LAPOLLI *et al.*, 2006a).

### 3.1.4 Lagoas de Maturação

As lagoas de maturação geralmente são usadas ao final de um sistema de lagoas de estabilização (JORDÃO e PESSOA, 1995).

Através de processos naturais e eficientes de redução de organismos patogênicos, as lagoas de maturação são os únicos sistemas capazes de produzir efluente com qualidade adequada para o reuso em irrigação irrestrita, sem a necessidade de uma etapa adicional de desinfecção (SAMPAIO e MENDONÇA, 2006).

O tratamento terciário é normalmente empregado para reduzir o teor de nutrientes e para reduzir o NMP (número mais provável) de coliformes. Quanto à redução de coliformes, a eficiência das lagoas terciárias é comparável à da cloração (AZEVEDO NETTO, *et al.* 1975).

A real efetividade das lagoas de maturação na remoção de organismos patogênicos é convenientemente avaliada através da remoção dos coliformes fecais (CF) (SILVA e MARA, 1979).

Este tipo de lagoa possui baixa profundidade devido à necessidade de incidência da radiação ultravioleta sobre a mesma para eliminar patógenos, e desta forma favorecer a produtividade de algas e conseqüentemente altíssimas concentrações de oxigênio. A possibilidade de percentuais maiores do que 300% de saturação de oxigênio na água pode ser um problema para a vida dos peixes, por exemplo, mas promove desinfecção dos patógenos existentes (PEREIRA, 2004).

Estudos de MAYNARD *et al.* (1999), falam da importância do tratamento de esgotos sanitários em lagoas terciárias para o reuso do efluente tratado na irrigação, já que este possui uma satisfatória remoção de patógenos. Para esses autores, entre os parâmetros físico-químicos estudados em lagoas terciárias para verificar a remoção de microrganismos patogênicos, o pH, concentração de oxigênio dissolvido, luminosidade e profundidade possuem uma grande importância. Já para MBWELE *et al.* (2003), dentre todos os parâmetros físico-químicos utilizados para avaliar o desempenho de uma lagoa e a qualidade sanitária do efluente, estão os indicadores mais importantes que são: as bactérias do grupo coliforme, o oxigênio dissolvido, o pH e clorofila “a”.

#### 3.1.4.1 Lagoas de Maturação para Remoção de Nutrientes

Um estudo realizado por VALERO e MARA (2006a), em lagoa de maturação na Inglaterra, a fim de compreender melhor os processos de remoção de nitrogênio, demonstrou que no verão o nitrogênio amoniacal foi removido por assimilação da biomassa algal e posteriormente sedimentado e retido no fundo da lagoa, depois uma amonificação parcial do nitrogênio orgânico algal.

Em um outro estudo de VALERO e MARA (2006b), sobre remoção de nitrogênio em lagoas de maturação, descreve-se que a taxa de remoção de amônia por volatilização foi de 15gN/ha.d, a qual correspondia a apenas 3 % do total de nitrogênio. Pelo balanço de massa do nitrogênio foi observado que a volatilização da amônia não é o mais importante

mecanismo envolvido na remoção de nitrogênio amoniacal. Aqui deve ser considerado que as temperaturas médias são inferiores na Inglaterra quando comparadas às do Brasil e, conseqüentemente, a volatilização de amônia deve ser mais importante para o Brasil.

A aplicação de um modelo por um mecanismo de dinâmica para verificar o destino do nitrogênio nas lagoas de maturação de Mèze, no período de 1 abril a 13 de julho de 2005, mostrou que a nitrificação – desnitrificação e volatilização do nitrogênio amoniacal, foram respectivamente responsáveis por 82 e 18% do total de nitrogênio removido (PICOT *et al.*, 2006).

#### 3.1.4.2 Padrões de lançamento de coliformes e ovos de helmintos para o efluente de Lagoas Maturação

Os principais mecanismos na remoção de bactérias nas lagoas são, tempo de detenção hidráulica (TDH), temperatura, elevado pH, alta radiação solar (MARA *et al.* 1992 e MAYNARD *et al.* 1999).

Um razoável período de tempo é requido nas lagoas de maturação para que o ambiente se torne inóspito para bactérias, vírus, cistos e ovos de helmintos. Com adequado dimensionamento pode-se conseguir remoções de coliformes maiores do que 99,99%. Nestas circunstâncias não terá nenhuma dificuldade em satisfazer um padrão para efluente que exija menos de 5000 CF/100 mL (SILVA e MARA, 1979).

Em estudos de COLLEY *et al.* (1999), microrganismos indicadores de contaminação fecal, *Enterococos sp.*, *F-RNA* e *F-DNA phagus* e *E.coli*, foram inativados em lagoas de maturação por efeitos combinados de altos valores de pH, oxigênio dissolvido e a presença de radiação UVB componente da luz solar.

Para alcançar a eficiência na remoção de coliformes deve-se obter valores entre, 3 e 4 log (E > 99,9 ou 99,99%).

Os padrões para ovos de helmintos estabelecidos pela Organização Mundial de Saúde (OMS) são de  $\leq 1$  ovo/L (von SPERLING, 1996).

Na tabela 1, encontram-se as concentrações de coliformes em função da classe dos corpos d'água estabelecidos pela resolução 357/05 do CONAMA.

Tabela 1: Padrões de coliformes em corpos d'água doce, segundo CONAMA 357/05.

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

Fonte: Adaptado de von SPERLING (2005).

Nos estudos de NOGUEIRA *et al.* (2006), demonstrou-se a ineficiência para remoção de fungos na lagoa de maturação da ETE do município de Juazeiro do Norte no Ceará, uma vez que foram encontradas espécies fúngicas patogênicas na saída do sistema.

#### 3.1.4.3 Comunidade Plantônica em Lagoas de Maturação

Em lagoas facultativas e de maturação existe uma relação de mutualística entre algas e bactérias, apresentando uma concentração de algas mais elevada (MENDONÇA, 2000a).

As algas constituem um grupo de organismos aquáticos uni ou pluricelulares, móveis ou imóveis, dotados de um pigmento fotossintético chamado de clorofila (UEHARA e VIDAL, 1989). Segundo RAVEN *et al.* (1996), existem 5 tipos de clorofila (a, b, c, d, e), porém somente a clorofila a está presente em todas.

Para KELLNER e PIRES (1998), através da clorofila, as algas são capazes de produzir oxigênio e absorver a energia luminosa convertendo-a em calor e energia química. Quando o oxigênio molecular é gerado, ocorrem os processos aeróbios necessários no tratamento do esgoto. Sabe-se que as algas auxiliam na remoção de nutrientes como nitrogênio e fósforo do esgoto sanitário, pois estes são essenciais para o seu metabolismo.

Para BICUDO e BICUDO (1970), as algas são todos os organismos talófitos<sup>1</sup> e protistas clorofilados, incluindo – se ainda os seus “aparentados” não pigmentados. Compreendendo um total de 12 classes: Chlorophyceae, Xantophyceae, Chrysophyceae, Bacillariophyceae, Euglenophyceae, Dinophyceae, Cryptophyceae, Desmokyntae, Cyanophyceae, Phaeophyceae, Rhodophyceae e Chloromonadophyceae, além de outras classes menores pouco estudadas.

Os principais grupos de algas encontrados nas lagoas de estabilização descritos por alguns autores são:

- Cyanophyceae

Também conhecidas como cianobactérias ou algas azuis. São muitas vezes consideradas bactérias e não algas devido à condição procariótica. Não possuem organelas de locomoção (cílios e flagelos), mas podem se deslocar por pseudópodos<sup>2</sup>. Esses organismos têm uma capacidade muito grande para fixar nitrogênio atmosférico, contribuindo com 50% do nitrogênio fixado. (DI BERNARDO, 1995). Vivem em ambientes com pH próximos do neutro, onde ocorre desequilíbrio de nutrientes (UEHARA e VIDAL, 1989). Outra característica marcante é a presença de toxinas em alguns gêneros deste grupo. (BICUDO e BICUDO, 1970).

Para JORDÃO e PESSOA (1995), quando o ambiente não é favorável ao desenvolvimento de algas verdes ou estas estão sendo consumidas como forma de alimento para outros organismos, como por exemplo, protozoários, cria-se condições para as algas azuis e elas se desenvolvem.

---

1 Talófitos: organismos que não possuem tecidos especializados, com formato de talo.

2 Pseudópodos: prolongamento da membrana plasmática para locomoção.

- Chrysophyceae

São também conhecidas como algas douradas, amarelas, são unicelulares, flageladas, em sua maioria. Possuem xantofila e fucoxantina (ESTEVES, 1998). As diatomáceas são as mais freqüentes.

- Euglenophyceae

São algas flageladas, apresentando 2 ou 3 flagelos. Sua coloração é quase sempre verde. O gênero *Euglena* é o mais tolerante à poluição e tem grande capacidade de adaptar-se às mudanças climáticas (DI BERNARDO, 1995).

Segundo ESTEVES (1998), a família Euglenaceae, tem representantes no plâncton de água doce em todos os seus gêneros, como: *Euglena*, *Phacus*, *Lepocincilis*, *Trachelomonas* e *Strombomonas*.

- Chlorophyceae

São denominadas algas verdes, pois apresentam elevada concentração de clorofila a e b, que conferem às mesmas e conseqüentemente à lagoa, uma cor esverdeada (DI BERNARDO, 1995).

As formas flageladas possuem manchas oculares (estigmas) que podem perceber a direção da luz solar (BRANCO, 1978).

Uma das principais características das lagoas é a presença de grande quantidade de algas no efluente, dando a estas uma coloração esverdeada. A quantidade de algas é estimada pela clorofila “a” em mg/L.

O fenômeno de estratificação das algas é mais intenso nas lagoas facultativas do que nas lagoas de maturação. Sua distribuição é vertical e sua movimentação é controlada pela temperatura e luminosidade, de modo que seja adequada a atividade fotossintética. Em baixas luminosidades (entre as 6 e 8 horas) as algas flageladas migram em direção da luz, subindo aproximadamente entre 30 e 50 cm da superfície. O movimento inverso ocorre quando a luminosidade é alta (entre as 10 e 14 horas). Com o anoitecer, migram para o fundo da lagoa, onde permanecem até o dia seguinte (MENDONÇA, 1990).

As microalgas, bactérias e protozoários, dentre outros microrganismos existentes nas águas residuárias, servem como indicadoras das condições de funcionamento de um sistema. A presença ou ausência de alguns organismos, ou ainda a pouca diversidade e excesso de algumas espécies, estão ligados ao tratamento utilizado.

A elevada carga orgânica leva a um desenvolvimento rápido de bactérias e algas. Os gêneros de algas que conferem a cor verde e geralmente indicam uma boa condição de funcionamento do sistema são: *Chlorella*, *Euglena* e *Chlamydomonas* (JORDÃO e PESSOA, 1995).

Os fitoflagelados são encontrados em lagoas facultativas e de maturação, mas tendem a diminuir com a purificação do esgoto aparecendo outros gêneros como: *Scenedesmus sp.*, *Micractinium sp.*, *Cyclotella sp* e *Ankistrodesmus sp.* (KÖNIG, 1990).

Em outro estudo de KÖNIG *et al.* (1996), demonstrou -se que onde ocorre predominância de estações climáticas bem definidas, a diversidade e quantidade de indivíduos sofre influência desses períodos. Mesmo com baixa carga de DBO<sub>5</sub> afluente, ainda encontraram uma maior frequência de algas fitoflageladas, como *Euglena*, *Phacus*, *Chlamydomonas*.

Alguns gêneros de algas presentes em lagoas de estabilização estão destacados na Tabela 2.

Tabela 2: Gêneros de algas identificadas nos efluentes de lagoas facultativas e de maturação.

Algas Verdes		Fitoflagelados	Algas Azuis	Diatomáceas
<i>Golenkinia</i>	<i>Scenedesmus</i>	<i>Trachelomonas</i>	<i>Oscillatoria</i>	<i>Cyclotella</i>
<i>Micractinium</i>	<i>Ankistrodesmus</i>	<i>Euglena</i>	<i>Microcystis</i>	
<i>Oocystis</i>	<i>Chlorella</i>	<i>Phacus</i>	<i>Synechococcus</i>	
<i>Micractinium</i>	<i>Chlorococcum</i>	<i>Chlamydomonas</i>	<i>Synechocystis</i>	
<i>Tetrastrum</i>	<i>Closteriopsis</i>	<i>Peranema</i>	<i>Merismopedia</i>	
<i>Planktosphaeria</i>	<i>Coelastrum</i>	<i>Pandorina</i>		
<i>Protococcus</i>	<i>Coronastrum</i>	<i>Lepocinalis</i>		
<i>Actinastrum</i>	<i>Crucigenia</i>	<i>Hemidinium</i>		
<i>Dictyosphaerium</i>	<i>Dictyospherium</i>	<i>Petalomonas</i>		
<i>Nephrochlamys</i>		<i>Peridinium</i>		
<i>Cosmarium</i>		<i>Gumnodinium</i>		
<i>Tetraspora</i>		<i>Synura</i>		
<i>Sphaerocystis</i>		<i>Heteronema</i>		

Fonte: Adaptado de UEHARA e VIDAL (1989).

### 3.1.5 Critérios de Projeto para as Lagoas de Estabilização

#### 3.1.5.1 Lagoas Anaeróbias

Os principais parâmetros de projeto para dimensionamento de uma lagoa anaeróbia são: profundidade, tempo de detenção hidráulica e taxa de aplicação volumétrica. Os valores encontrados em literatura segundo GOTTARDO (2005), estão descritos na Tabela 3.

Tabela 3: Parâmetros de projeto para lagoas anaeróbias.

Parâmetro de projeto	Quantificação	Fonte
Tempo de detenção (d)	1-5	SILVA e MARA, 1979.
	2-5	UEHARA e VIDAL, 1989.
	2-5	JORDÃO e PESSOA, 1995.
	3-6	von SPERLING, 1996.
Taxa de aplicação volumétrica (kg DBO <sub>5</sub> /m <sup>3</sup> .d)	0,1-0,4	SILVA e MARA, 1979 e JORDÃO e PESSOA, 1995.
	0,19-0,24	UEHARA e VIDAL, 1989.
	0,1-0,3	von SPERLING, 1996.
	>0,1	MARA, 2002 e MARA et al, 1992.
Profundidade (m)	2-4	SILVA e MARA, 1979.
	3-5	UEHARA e VIDAL, 1989.
	3-4	JORDÃO e PESSOA, 1995.
	4-5	von SPERLING, 1996.
	2-5	MARA, 2002 e MARA et al, 1992.

Fonte: GOTTARDO (2005).

O dimensionamento das lagoas anaeróbias é baseado na carga de DBO<sub>5</sub> volumétrica aplicada e segue as equações 3.1 e 3.2 MARA (2002) *apud* GOTTARDO (2005), onde se propõe, que a carga volumétrica máxima deve ser de 0,4 kg DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.d. Isto evita o risco de maus odores causados pela liberação do gás sulfídrico (H<sub>2</sub>S), e a carga não deve ser menor que 0,1 kg DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.d garantindo que o meio permaneça totalmente anaeróbio.

$$\lambda_v = \frac{C_0 \times Q}{V} \quad (3.1)$$

$$TDH = \frac{V}{Q} \quad (3.2)$$

Sendo:

$\lambda_v$  = taxa de aplicação volumétrica (g DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.d);

V = volume da lagoa (m<sup>3</sup>);

C<sub>0</sub> = DBO<sub>5</sub> afluente (mg/L);

Q = vazão (m<sup>3</sup>/d);

TDH = tempo de detenção hidráulico (d).

A eficiência da lagoa anaeróbia depende da temperatura do líquido, visto que a mesma deve estar acima de 15°C na última fase do processo de digestão anaeróbia. Geralmente os valores variam entre 40-70% de remoção da matéria carbonácea, nas lagoas anaeróbias (SILVA e MARA, 1979; JORDÃO e PESSOA, 1995; von SPERLING, 1996).

### 3.1.5.2 Lagoas Facultativas

Os principais parâmetros de projeto para dimensionamento de uma lagoa facultativa são: comportamento hidrodinâmico, coeficiente cinético de degradação da matéria carbonácea, tempo de detenção hidráulica, profundidade e taxa de aplicação volumétrica.

Segundo PEARSON *et al.* (1987), o comportamento hidrodinâmico depende da relação comprimento/largura da lagoa. (Tabela 4).

Tabela 4: Comportamento hidrodinâmico considerando a relação comprimento – largura.

Comportamento hidrodinâmico	Relação comprimento/ largura(L/B) (Pearson <i>et al.</i> 1987).
Escoamento Tubular	L/B > 4
Mistura Completa	L/B < 4

Fonte: PERSON *et al.* (1987).

Entretanto, geralmente estes são fluxos ideais, o fluxo real é o de mistura dispersa. E para os diferentes fluxos utilizados existem diferentes fórmulas para estimativa da degradação da matéria carbonácea. Estas equações estão descritas na tabela 5.

Tabela 5: Fórmulas para estimativa da degradação da matéria carbonácea em termos de DBO5 solúvel efluente.

<b>Regime Hidráulico</b>	<b>Fórmula da concentração de DBO solúvel efluente(C)</b>
Fluxo pistão	$C = C_0 e^{-k_t \cdot TDH}$
Mistura completa (1 célula)	$C = \frac{C_0}{1 + K_t \cdot TDH}$
Mistura completa (células iguais em série)	$C = \frac{C_0}{\left(1 + K_t \cdot \frac{TDH}{n}\right)^n}$
Fluxo disperso	$C = C_0 \cdot \frac{4ae^{1/2d}}{(1+a)e^{a/2d} - (1-a)^2 \cdot e^{-a/2d}}$ $a = \sqrt{1 + 4K_t \cdot TDH \cdot d}$

Fonte: Adaptado de von SPERLING (1996).

Em que:

$C_0$  = concentração de DBO5 total afluente (mg/L);

$C$  = concentração de DBO5 solúvel efluente (mg/L);

$K_t$  = constante de primeira ordem para determinar a degradação carbonácea DBO5 (d<sup>-1</sup>);

$TDH$  = tempo de detenção hidráulica (d).

$n$  = número de lagoas em série;

$d$  = número de dispersão (adimensional).

No caso de lagoas de estabilização deve-se ressaltar que a remoção de DQO (Demanda Química de Oxigênio) ou DBO é calculada utilizando-se a concentração de DQO ou DBO total (solúvel + particulada) afluente e a concentração de DQO ou DBO filtrada (solúvel) efluente, em função da presença de algas (SOARES e BERNARDES, 2001). Para METCALF e EDDY (2003), a concentração de sólidos suspensos totais em lagoas facultativas varia de 50 a 200 mg/L.

Os coeficientes cinéticos para determinação da degradação da matéria carbonácea em lagoas facultativas segundo alguns autores estão apresentados na tabela 6.

Tabela 6: Coeficientes cinéticos citados por diferentes autores.

Regime Hidráulico	Coeficiente K (d <sup>-1</sup> )	Autores
Mistura completa	0,3 - 0,35	von SPERLING (1996)
Fluxo pistão	0,13	von SPERLING (2002)
Fluxo disperso	0,3	von SPERLING (2002); D=0,5
Mistura completa	1,53	von SPERLING (2002)
Mistura completa	0,5 – 0,8	METCALF e EDDY (2003)

Fonte: Adaptado de GOTTARDO, 2005.

Um outro critério de importância utilizado no dimensionamento de lagoas facultativas é o tempo de detenção hidráulica (TDH) e a profundidade. O TDH, conforme relatado na literatura, possui uma faixa ampla de valores, já a profundidade apresenta uma faixa mais restrita de valores (GOTTARDO, 2005). Estudos de SILVA e MARA (1979) apontam para um TDH variando de 15 a 35 dias, e profundidades de 1 a 2 metros. A sugestão de von SPERLING (1996), são tempos de detenção de 15 a 45 dias, sendo que os menores tempos de detenção podem ser adotados em regiões em que a temperatura do líquido seja mais elevada. Destacando profundidades entre 1,5 e 3 metros. Além disso, o tempo de detenção requerido é função da cinética de remoção de  $DBO_5$  e do regime hidráulico da lagoa.

A fórmula básica para determinação do tempo de detenção hidráulica é função da profundidade, da vazão afluyente, e da área superficial, como exemplificado na equação 3.3 (von SPERLING, 1996).

$$TDH = \frac{A \times H}{Q_{afluyente}} \quad (3.3)$$

Em que:

TDH = tempo de detenção hidráulica (d);

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

Q = vazão afluyente (m<sup>3</sup>/d);

H = profundidade da lagoa (m).

Para MARA *et al.* (1992), na equação 3.4, um dos modelos mais utilizados de dimensionamento baseia-se na máxima taxa de aplicação superficial. A simplicidade deste método é favorável.

$$\lambda_s = \frac{10 \times C_0 \times Q}{A} \quad (3.4)$$

Em que:

$\lambda_s$  = taxa de aplicação superficial (gDBO<sub>5</sub>/m<sup>2</sup>.d ou kgDBO<sub>5</sub>/ha.d);

$C_0$  = concentração total de DBO<sub>5</sub> afluyente (mg/L ou g/m<sup>3</sup>);

$Q$  = vazão (m<sup>3</sup>/d);

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

Contudo, as lagoas facultativas, por se tratarem de sistemas abertos, estão submetidas diretamente as variações ambientais. MARA (1996) *apud* von SPERLING (1996), apresenta a relação entre a taxa de aplicação superficial e a temperatura. (Equação 3.5).

$$\lambda_s = 350 \times (1,107 - 0,002 \times T)^{T-25} \quad (3.5)$$

Sendo:

$\lambda_s$  = taxa de aplicação superficial (kgDBO<sub>5</sub>/ha.d);

$T$  = temperatura (°C).

Estudos em sistemas de lagoas facultativas no Brasil têm adotado taxas de aplicação superficial variando de 100-350 kgDBO<sub>5</sub>/ha.d, dependendo das condições ambientais locais (von SPERLING, 1996).

### 3.1.5.3 Lagoas de Maturação

Os principais parâmetros de projetos para lagoas de maturação são o regime hidráulico, coeficiente de decaimento Bacteriano  $K_b$ , profundidade e tempo de detenção. Assim como o sistema de lagoas facultativas, segue uma cinética de primeira ordem para estabilização da DBO, o mesmo ocorre com as lagoas de maturação para remoção de patógenos e indicadores de contaminação fecal (von SPERLING, 1996). A taxa de mortalidade desses microrganismos é compatível com a concentração do mesmo. A tabela 7 mostra os regimes hidráulicos e os modelos existentes para a estimativa de coliformes.

Tabela 7: Regimes hidráulicos e fórmula para estimativa de coliformes nos efluentes.

<b>Regime Hidráulico</b>	<b>Fórmula da estimativa de coliformes efluentes (N)</b>
Fluxo Pistão	$N = N_0 \cdot e^{-K_b \cdot t}$
Mistura Completa (1 célula)	$N = \frac{N_0}{1 + K_b \cdot t}$
Mistura Completa (células iguais em série)	$N = \frac{N_0}{\left(1 + K_b \cdot \frac{t}{n}\right)^n}$
Fluxo Disperso	$N = N_0 \frac{4a \cdot e^{1/2d}}{(1+a)^2 \cdot e^{a/2d} - (1-a)^2 \cdot e^{-a/2d}}$ $a = \sqrt{1 + 4K_b \cdot t \cdot d}$

Fonte: Adaptado de von SPERLING (1996).

Em que:

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

$N$  = NMP de coliformes no efluente (org/100mL);

$K_b$  = Coeficiente do decaimento bacteriano ( $d^{-1}$ );

$t$  = tempo de detenção hidráulica (d).

$n$  = número de lagoas em série;

$d$  = número de dispersão (adimensional).

Segundo von SPERLING (2005), para que as estimativas de coliformes das lagoas apresentem melhor eficiência, recomenda-se um regime hidráulico de fluxo pistão ou mistura completa com células em série, com relação comprimento / largura (L/B) > 5.

Uma informação importante para o projeto das lagoas e muito difundida em literatura é o coeficiente de decaimento bacteriano  $K_b$ , em função dos vários regimes hidráulicos existentes, e tem importância para a estimativa da concentração efluente de coliformes. Diferentes estudos destacam a importância do comportamento do decaimento bacteriano com os fatores de temperatura, profundidade e o pH dos efluentes de lagoas.

A profundidade tem grande influência neste coeficiente, visto que, as lagoas mais rasas possuem o maior valor de  $K_b$ . Na tabela 8, alguns valores de profundidade e TDH adotados por diferentes pesquisadores para o dimensionamento de lagoas de maturação.

Tabela 8: Valores de profundidade e TDH por diferentes autores para lagoas de maturação.

<b>Lagoas de Maturação</b>	<b>Profundidade (m)</b>	<b>TDH (dias)</b>	<b>Referências</b>
Duas lagoas em série	1-1,5	14	SILVA e MARA (1979)
Em série	1	7-10	GLOYNA (1973)
Em série	0,90 - 0,60	25	AZEVEDO NETO <i>et al.</i> (1975)
Em série	0,5 – 1,5	2 - 6	RAMALHO (1977)
Três lagoas em série	1	18	von SPERLING, (1996)
Uma lagoa chicanada	0,6 – 1	10 - 20	von SPERLING, (2003)
Duas lagoas em série	1,61	9	KAYOMBO <i>et al.</i> (2000) <i>apud</i> MBWELE, (2003)

A temperatura é normalmente expressa no padrão de 20°C, mas para variações da mesma, pode ser usada a expressão de Arrhenius apresentada na equação 3.6 (von SPERLING, 1996).

$$K_{bt} = K_{b20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (3.6)$$

Em que:

$K_{bt}$  = Coeficiente de decaimento para qualquer temperatura ( $d^{-1}$ );

$K_{b20}$  = Coeficiente de decaimento na temperatura de 20°C;

$\theta$  = Coeficiente experimental dependente da temperatura (variando entre 1,07 e 1,20);

T = temperatura em °C.

Os valores mais usuais de  $K_b$  para as lagoas de maturação segundo von SPERLING (2005), são de 0,5 até 1,5 ( $d^{-1}$ ) para uma temperatura de 20°C, sendo o valor típico 1 ( $d^{-1}$ ).

Estudo ao longo de lagoas de maturação em série (escala piloto) como polimento dos tratamentos de esgotos sanitários de reator UASB<sup>3</sup> (escala real) e UASB (escala real) + biofiltro aerado submerso (escala real) mostraram os valores de coeficiente  $K_b$  para *E.coli* e *Salmonella* sp. apresentados na tabela 9 (BASTOS *et al.*, 2006a).

Tabela 9: Valores de coeficiente  $K_b$  *E.coli* e *Salmonella* sp. ao longo de lagoas de maturação em série.

Microrganismos	Kb (20oC) (d-1)		
	Lagoa 1	Lagoa 2	Lagoa 3
Samonella sp.	4.57	2.60	3.00
E.coli	2.73	1.41	2.20

Fonte: Adaptado de (BASTOS *et al.*, 2006).

O pH pode ser estimado conforme a equação 3.7, descrita por REED (1985) apud BENTO (2005).

$$pH = 7,3 \times e^{0,0005 \times A} \quad (3.7)$$

Em que:

A = Alcalinidade do afluente (mg CaCO<sub>3</sub>/L).

Em estudos de REED (1985) apud BENTO (2005) apresenta-se uma equação que pode quantificar a remoção de nitrogênio amoniacal do efluente tratado, a partir do dimensionamento da lagoa de maturação. (Equação 3.8).

$$C_e = C_i \times e^{\{-[0,0064 \times (1,039)^{T-20}]\} [TRH + 60,6 \times (pH - 6,6)]} \quad (3.8)$$

Em que:

$C_e$  = Concentração de nitrogênio amoniacal no efluente (mg/L);

$C_i$  = Concentração de nitrogênio amoniacal no afluente (mg/L);

T = Temperatura na faixa de 1 a 28°C;

TRH = Tempo de detenção hidráulica na faixa entre 5 a 231 d.

---

3 UASB: upflow anaerobic sludge blanket (reator anaeróbico de fluxo ascendente com manta de lodo).

Para dimensionamento de lagoas de maturação, SILVA e MARA (1979) consideram baixa a remoção de  $DBO_5$  para apenas uma lagoa, sendo então necessárias duas lagoas em série para atender 14 dias de TDH e desta forma reduzir a  $DBO_5$  de 50 a 70 mg/L iniciais para um valor menor que 25mg/L.

Já um critério adotado para remoção de ovos de helmintos nas lagoas é baseado no TDH como mostra a equação 3.9 (AYERS *et al.* (1992) *apud* BASTOS *et al.* (2006)).

$$E = 100 \left[ 1 - 0,14 \times e^{(-0,38TDH)} \right] \quad (3.9)$$

Em que:

E = eficiência de remoção em (%);

TDH = Tempo de detenção hidráulico (d).

No mesmo sistema em escala piloto de lagoas de maturação em série para polimento do tratamento de esgoto sanitário de um reator UASB (escala real) e UASB (escala real) + biofiltro aerado submerso (escala real), estudou-se a remoção de ovos de helmintos na primeira lagoa do sistema, verificando, desta forma, que com um tempo de detenção de 8 a 10 dias o efluente está de acordo com os padrões estabelecidos pela OMS de  $\leq 1$  ovo/L BASTOS *et al.* (2006).

### **3.1.6 Lagoas de Estabilização com Material Suporte para o Desenvolvimento de Biofilme**

De acordo com BENTO *et al.*, (2004), o estudo através de módulos laboratoriais com diferentes materiais suportes (acrílico, PVC e fibra de vidro), para desenvolvimento do biofilme nitrificante em lagoa facultativa, comprovou que o PVC é um material adequado para o crescimento de biofilme em lagoas por apresentar bom desempenho no tratamento secundário de esgotos doméstico e apresentar custo inferior ao acrílico, por exemplo.

As superfícies para desenvolvimento de biofilmes em lagoas de estabilização de esgotos constituem micro-habitats colonizados, principalmente, por uma ampla variedade de

espécies de bactérias e algas, e também protozoários não clorofilados e micrometazoários. Essa complexa comunidade que interage entre si e com o meio, assume grande importância por atuar na maioria dos processos dentro do sistema aquático, agindo de forma positiva no aumento do desempenho no tratamento dos esgotos (Bento *et al.*, 2004).

SCOTT *et al.* (1994) conseguiram aumentar a taxa de nitrificação adicionando suportes para biofilmes em lagoas rasas na Austrália. Já POLPRASERT e AGARWALLA (1995) observaram a importância da atividade do biofilme em lagoas facultativas na Tailândia; nos estudos de MUTTAMARA e PUETPAIBOON (1996) também na Tailândia, verificou-se a remoção de nitrogênio em lagoas com chicanas para desenvolvimento de biofilme.

Nos estudos de BABU *et al.* (2006), comparou-se o processo de nitrificação entre uma lagoa de estabilização com uma camada de biomassa suspensa e outra com suportes para o desenvolvimento de bactérias nitrificantes no mesmo sistema. Desta forma se verificou que os suportes auxiliaram no aumento da nitrificação.

### 3.2 BIOFILMES

O principal processo biológico usado para tratamento de esgoto pode ser dividido entre dois tipos: processo de crescimento suspenso e de crescimento aderido (biofilme) dos microrganismos.

No processo de adesão, os microrganismos responsáveis pela conversão da matéria orgânica ou nutrientes aderem-se a um material suporte. A matéria orgânica e nutrientes são removidos das águas residuárias pelos microrganismos que estão aderidos a um material suporte, também conhecidos como biofilme.

Os materiais suportes utilizados para a formação de biofilme podem ser inorgânicos como: brita, cascalho, areia e outros materiais sintéticos ou orgânicos como: plástico, restos de folha, casca de crustáceos, agregados de bactérias e outros. Estes materiais suportes podem estar imersos completamente no líquido ou não imersos, com um espaço para a passagem de ar ou gás no biofilme acima da superfície do líquido (METCALF & EDDY, 2003).

A formação dos biofilmes no processo de tratamento de esgotos depende de condições físicas, químicas e biológicas. A seguir apresenta-se mecanismos de crescimento do biofilme segundo CHARAKLIS e MARSHAL (1990).

1. Moléculas orgânicas são transportadas da fração líquida até o suporte, onde uma porção destas é adsorvida formando uma primeira camada de acumulação;
2. Uma parte dos microrganismos presentes na fração líquida é transportada para a primeira camada de acumulação;
3. Uma parte dos microrganismos que atinge o substrato fica adsorvida a este durante um período curto de tempo, sendo então liberados - este processo denomina-se desorção. Esta desorção pode ser resultado das forças de cisalhamento provocadas pelo movimento do fluido, como também pode ser resultado de outros fatores físicos, químicos e biológicos;
4. A porção de células de microrganismos que foram adsorvidos pode permanecer no meio suporte por um período de tempo grande o suficiente tornando esta adsorção irreversível;
5. Os microrganismos que estão adsorvidos crescem e reproduzem-se utilizando o aporte nutricional existente na fração líquida, aumentando assim o número de células no biofilme. Durante o metabolismo destes microrganismos grandes quantidades de subprodutos são formadas, sendo que muitos destes são excretados na forma de substâncias poliméricas extracelulares (EPS – *extracellular polymeric substances*) responsáveis pela aderência de novas células oriundas da fração líquida, mantendo assim o biofilme aglomerado;
6. Novas células e a matéria particulada presente na fração líquida são acumuladas ao biofilme. O acúmulo refere-se à imobilização de células e matéria particulada no biofilme, enquanto que a adsorção refere-se ao mesmo processo, porém, ocorrendo junto ao suporte;
7. Porções do biofilme são desprendidas e ficam suspensas na fração líquida. Desprendimento consiste na perda de material do biofilme, enquanto que desorção é a perda de células e outros materiais suporte.

Muitos são os fatores que levam a adesão de bactérias a um material suporte: a fisiologia do microrganismo, natureza, quantidade de substrato e condições do meio.

A progressão da acumulação do biofilme forma uma curva sigmóide que pode ser dividida em três fases.

1. Fase inicial – Período de reconhecimento do substrato e início da adesão dos microrganismos no suporte;
2. Fase exponencial ou log – Período de crescimento máximo dos microrganismos. Existe abundância de substratos.
3. Fase de equilíbrio – A biomassa se mantém ao longo do tempo. A velocidade de crescimento celular é proporcional à velocidade de desprendimento.

O ideal para o tratamento de esgotos com biofilme, é que a biomassa alcance a fase de equilíbrio ao longo do tempo. Entretanto, alterações em características operacionais como: aumento da carga hidráulica, aumento da carga orgânica, variações de pH, OD, presença de substâncias tóxicas, entre outros, fazem com que ocorram contínuas flutuações na concentração da biomassa nos sistemas.

### 3.3 HIBRIDIZAÇÃO IN SITU FLUORESCENTE – FISH PARA IDENTIFICAÇÃO DE BACTÉRIAS

A técnica de Hibridização *in situ* fluorescente (FISH) aplicada à identificação de bactérias em sistemas biológicos para tratamento de esgotos, consiste na utilização de sondas de oligonucleotídeos, usualmente com 15 a 20 nucleotídeos de comprimento, complementares às regiões RNAr 16S do alvo, ou seja, das bactérias que se deseja detectar.

As regiões RNAr 16S possuem um elevado grau de conservação característico das entidades filogenéticas, tais como: gênero, famílias e subclasses. As sondas são capazes de penetrar nas células bacterianas fixadas e formarem ligações estáveis (Híbridos – via pontes de hidrogênio entre nucleotídeos complementares), com a região RNAr 16S nos ribossomos. Se não existir complementariedade entre a sequência de oligonucleotídeos da

sonda e a região RNAr 16S do ribossomo, não ocorre a hibridização estável e os oligonucleotídeos são lavados das células (AMANN *et al.*,1995).

De maneira a permitir a observação, quando a hibridização ocorre, são acopladas à sonda moléculas marcadoras. Vários marcadores podem ser utilizados, sendo o procedimento mais comum a ligação de um marcador fluorescente na extremidade 5' da sonda. Os fluorocromos mais comumente empregados são: fluoresceína (FLUOS), tetrametilrodamina, texas red, Cy3, Cy5 e Cy7 (AMANN *et al.*,1995). As células que os oligonucleotídeos marcados hibridizam com RNAr alvo podem ser diretamente visualizadas em um microscópio de epifluorescência.

### 3.4 MICRORGANISMOS INDICADORES DE CONTAMINAÇÃO FECAL

Em virtude das baixas concentrações dos patogênicos presentes nos efluentes, seria necessária uma demanda de grandes volumes da amostra para que se detectasse um único microrganismo patogênico (von SPERLING, 1995).

A difícil detecção dos microrganismos patogênicos presentes em águas residuárias leva aos pesquisadores procurar bactérias mais fáceis de identificar e quantificar, que sempre estão presentes nas águas e que tenham sido poluídas por águas residuárias ou fezes. Estes grupos são denominados de bactérias coliformes (SILVA e MARA, 1979).

Estes grupos de bactérias não são patogênicos, mas podem ser potenciais transmissores de doenças. (von SPERLING, 1995). Algumas poucas linhagens de coliformes fecais são patogênicas (êntero-patogênicos) e causam diarreia em crianças recém-nascidas; os organismos coliformes não são patogênicos ao homem, porém podem sofrer mutações genéticas que desencadeiam resistência a drogas (antibacterianas) (SLESS 1974 *apud* SILVA e MARA, 1979).

A Figura 4 mostra esquematicamente a posição do grupo coliforme em relação às demais bactérias.

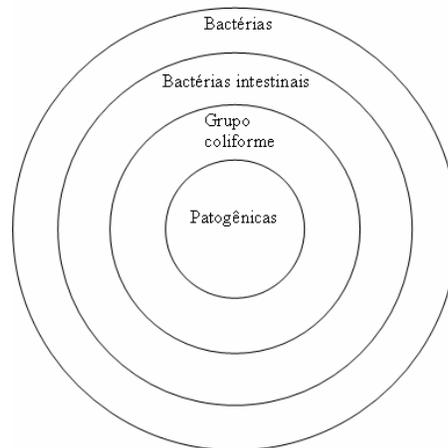


Figura 4: Representação esquemática do grupo coliforme relacionado às demais bactérias.  
Fonte: Adaptado de von SPERLING (1995).

Essas bactérias estão presentes em grande quantidade nas fezes humanas. Cada indivíduo expele em média de  $10^{10}$  a  $10^{11}$  células. De 1/3 a 1/5 do peso das fezes humanas é constituído por bactérias do grupo coliforme (von SPERLING, 1995). Sendo assim, sua detecção no efluente é muito superior comparado a outros microrganismos.

O grupo coliforme está dividido em dois grupos principais. Os coliformes totais (CT) e os coliformes fecais (CF) (SILVA e MARA, 1979). As bactérias do grupo CT são encontradas no solo e na água, por este fato não existindo uma relação quantificável entre CT e microrganismos patogênicos (von SPERLING, 1995).

O único exclusivo habitat dos coliformes fecais são os intestinos do homem e dos animais de sangue quente. A *Escherichia coli* é pertencente a este grupo. Esta bactéria é mesofílica<sup>4</sup> (SILVA e MARA, 1979). O teste para CF é feito em altas temperaturas, para garantir que não ocorra o crescimento de bactérias de origem não fecal. (von SPERLING, 1995).

Os coliformes não desempenham papel importante no tratamento de águas residuárias, apenas passam através do sistema (SILVA e MARA, 1979).

---

<sup>4</sup> Mesofílica: bactérias que tem crescimento ótimo em temperaturas entre 20 – 45°C.

### 3.5 ESTRATIFICAÇÃO TÉRMICA (VARIAÇÃO NICTEMERAL)

A estratificação térmica da coluna d'água em um ambiente aquático ocorre quando as diferenças de temperatura geram camadas d'água com diferentes densidades, formando uma barreira física, impedindo que se misturem (ESTEVEES, 1998).

A radiação, ao penetrar na água, sofre um decaimento exponencial e a faixa do espectro solar que corresponde às ondas longas, ou seja, a parcela de radiação infravermelha responsável pela transmissão de calor é absorvida quase que totalmente logo abaixo da superfície, estando praticamente extinta a um metro de profundidade. Essa rápida absorção de radiação resulta em uma significativa diferença de temperatura entre a superfície e o fundo dos lagos, (BRAGA *et al.* 2002).

A camada superior chamada de epilímnio é mais quente, mais turbulenta e com temperatura aproximadamente uniforme. O hipolímnio é a camada inferior que fica junto ao fundo do lago, mais fria e com baixos níveis de turbulência. O nome da camada intermediária é metalímnio, e denomina-se termoclina o plano imaginário que passa pelo ponto de máximo gradiente no perfil vertical da temperatura (ESTEVEES, 1998). (Figura 5).

A estratificação sofre interferência de vários fatores, e os mais relevantes são: transferência de calor pela interface ar – água; mistura gerada pela movimentação das vazões de entrada e saída e também pela mistura provocada pela turbulência dos ventos (BRAGA *et al.*, 2002; ESTEVEES, 1998; SILVA e MARA, 1979).

Em estudos desenvolvidos sobre estratificação térmica em lagoas de estabilização facultativas por LAPOLLI *et al.* (2006b), demonstrou-se que condições climáticas, como temperatura e intensidade solar, influenciaram fortemente na caracterização da lagoa em suas diferentes profundidades.

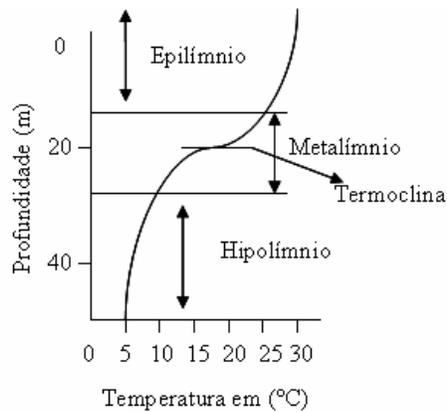


Figura 5. Camadas que formam a estratificação térmica em um corpo d'água natural.  
Fonte: adaptado de BRAGA *et al.*, (2002).

A radiação, ao penetrar na água, sofre uma mudança de direção, chamada de refração. Parte da radiação absorvida e a outra parte sofrem dispersão, fenômeno este que ocorre quando se dá o encontro da radiação com partículas dissolvidas e/ou suspensas. A junção da absorção com a dispersão leva ao que é denominado atenuação de radiação. Pode-se denominar  $k$  o coeficiente de atenuação ou de extinção vertical.

Uma das formas de se obter o valor de  $k$  é calculá-lo em função da leitura da profundidade do disco de *Secchi* através da equação 3.9 (ESTEVES, 1998).

$$k = \frac{1,44}{Zds} \quad (3.10)$$

Em que:

$Zds$  = profundidade do disco de *Secchi* em metros;

1,44 = constante calculada e obtida a partir de diferentes tipos de águas.

O valor de  $k$  pode ser relacionado com a intensidade da radiação  $I$  pela “Lei de Beer-Lambert”, expressa pela equação 3.11 (ESTEVES, 1998).

$$k = \frac{(\ln I_0 - \ln I)}{z} \quad (3.11)$$

Em que:

$k$  = coeficiente de atenuação ou de extinção.

$\ln$  = logaritmo natural.

$I$  = radiação em uma dada profundidade;

$I_0$  = radiação na superfície;

$z$  = profundidade em metros.

A extensão da zona eufótica<sup>5</sup> depende, principalmente, da capacidade do meio em atenuar a radiação. O limite inferior da zona eufótica é geralmente assumido como sendo aquela profundidade onde a intensidade da radiação corresponde a 1% da que atinge a superfície.

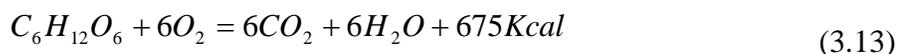
### 3.6 VARIÁVEIS RELACIONADAS AO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS ATRAVÉS DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

#### 3.6.1 Fotossíntese e Respiração Aeróbia (Degradação da Matéria Carbonácea)

A fotossíntese é o principal processo utilizado pelos seres autotróficos para a síntese da matéria orgânica, sendo característica dos organismos clorofilados. O processo utiliza somente energia luminosa, segundo a equação 3.12. (von SPERLING, 1996).



A oxidação aeróbia bacteriana necessita da matéria orgânica e de oxigênio para produzir dióxido de carbono e água, ocorrendo uma situação de equilíbrio entre a fotossíntese e a respiração aeróbia (Equação 3.13).

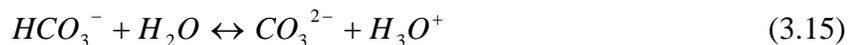


No processo da fotossíntese ocorre o consumo de  $CO_2$ , com o qual o íon bicarbonato ( $HCO_3^-$ ) do esgoto tende a formar mais  $H_2CO_3$  ( $CO_2+H_2O$ ) liberando  $OH^-$  na água, elevando assim o pH. Já com a respiração ocorre a produção de  $CO_2$ , o íon bicarbonato ( $HCO_3^-$ ) do esgoto tende a liberar  $H^+$ , reduzindo o pH (von SPERLING, 1996). As equações de equilíbrio 3.14 e 3.15 demonstram como ocorre o processo, para a fotossíntese e respiração, respectivamente.




---

<sup>5</sup> Eufótica: porção iluminada da coluna d'água.



Para a fisiologia, a fotossíntese basicamente ocorre devido à transferência de energia solar para elétrons da clorofila que são ativados, ou seja, aumentam seu conteúdo energético e à transferência desses elétrons para uma cadeia transportadora de elétrons, parecida com as existentes nas mitocôndrias<sup>6</sup>. Nessa cadeia, ocorre à liberação gradual da energia dos elétrons, que é utilizada para a síntese de ATP, de maneira análoga à que ocorre nas mitocôndrias. Ao mesmo tempo, essa energia promove a oxidação da água (também conhecida como fotólise da água), com transformação de NADP em NADPH e liberação de O<sub>2</sub>. Esse processo é dependente de luz, e as reações que aí ocorrem são chamadas de reações fotodependentes. Em uma segunda etapa, o ATP e NADPH formados são utilizados para a síntese de hidratos de carbono com utilização de CO<sub>2</sub> atmosférico (fixação de CO<sub>2</sub>). Estas reações são fotoindependentes. Isto significa que a síntese de hidratos de carbono pela fotossíntese ocorre durante o dia e também, durante a noite (RAVEN et al., 1996).

A matéria orgânica remanescente (dissolvida + finamente particulada) não sedimenta, assim, na camada superficial esta matéria orgânica é oxidada pelas bactérias heterotróficas<sup>7</sup> por meio da respiração aeróbia (von SPERLING, 1996). Para uma remoção de DBO mais eficiente nos efluentes, é necessário que os nutrientes (nitrogênio e fósforo) estejam em uma proporção de 100: 5: 1 de DBO: N: P (METCALF e EDDY, 2003).

### 3.6.2 Fatores Climáticos

A radiação solar, a temperatura, o vento, a evaporação e a precipitação são fatores climáticos que interferem no funcionamento de uma lagoa de estabilização. A radiação solar influencia na velocidade da fotossíntese; o vento influencia nas condições de mistura

---

<sup>6</sup> Mitocôndria: componente celular responsável pela transformação de energia.

<sup>7</sup> Bactérias heterotróficas: utilizam como fonte de carbono a matéria orgânica.

e na reaeração atmosférica e a temperatura influencia na velocidade da fotossíntese, na taxa de decomposição bacteriana, na solubilidade e transferência de gases e nas condições de mistura (JORDÃO e PESSÔA, 1995; von SPERLING, 1996).

Os ventos têm importância para as lagoas, pois favorecem a homogeneização da massa líquida e a formação de ondas, contribuem para uniformizar a distribuição do oxigênio dissolvido. Além disso, aumentam a superfície de contato das superfícies de água com a atmosfera, com conseqüente aumento da eficiência de transferência de oxigênio. São benéficos também para transportar as algas imóveis para zonas mais profundas na lagoa (JORDÃO e PESSÔA, 1995).

As chuvas, dependendo de sua duração e intensidade, podem provocar uma diluição desfavorável ao processo (JORDÃO e PESSÔA, 1995).

Em períodos chuvosos, a chuva pode contribuir para a redução da concentração de oxigênio, o que implica em alterações sofridas pelas algas (ESTEVES, 1998).

A evaporação da água altera a concentração de sólidos, da matéria orgânica e dos elementos presentes, podendo haver modificações no equilíbrio biológico como um aumento excessivo da salinidade, que pode provocar modificações na pressão osmótica da matéria celular, ou mesmo do equilíbrio hidráulico (JORDÃO e PESSÔA, 1995).

### **3.6.3 Nutrientes**

A remoção dos nutrientes é considerada uma etapa terciária no tratamento de águas residuárias. Os principais nutrientes que precisam ser controlados com relação ao lançamento dos esgotos sanitários tratados são o nitrogênio e o fósforo. Estes elementos quando encontrados em excesso podem causar eutrofização nos corpos lânticos de água e favorecer o crescimento de algas e plantas aquáticas (JORDÃO e PESSOA, 1995; METCALF e EDDY, 2003).

#### **3.6.3.1 Nitrogênio**

O nitrogênio é um nutriente essencial para a composição das proteínas e dos ácidos nucleicos das células microbianas, animais e vegetais. É um nutriente limitante em

ambientes aquáticos que em altas ou em baixas concentrações pode limitar o crescimento de alguns organismos

Grande parte do nitrogênio existente nos organismos vivos não é obtida diretamente da atmosfera, uma vez que a principal forma de nutrientes para os microrganismos heterótrofos são os nitratos (BRAGA, 2002).

Os processos básicos que realizam a transformação e oxidação do nitrogênio são: volatilização, assimilação pelas algas e processos biológicos através de nitrificação e desnitrificação, mineralização (amonificação).

A volatilização da amônia ocorre por transformação do nitrogênio, que consiste da transferência do composto do meio líquido para a atmosfera, seguindo a reação de equilíbrio:

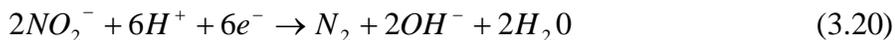
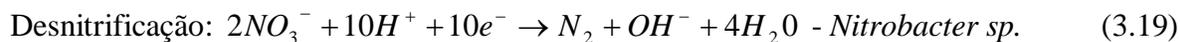
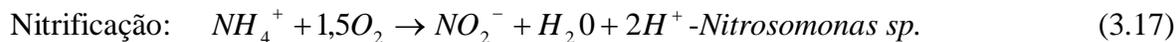
$$NH_3(g) + H_2O \leftrightarrow NH_4^+ + OH^- \quad (3.16)$$

A amônia livre é passível de volatilização, enquanto a amônia ionizada (íon amônio) não. O equilíbrio da reação depende do valor de pH; quando o valor do pH atinge valores elevados o equilíbrio da reação desloca para a esquerda, favorecendo a maior presença de  $NH_3(g)$  e vice-versa (von SPERLING, 1996).

A assimilação de nitrogênio ocorre, e uma vez que o nitrato se encontra no interior da célula, é novamente reduzido a amônia. Este processo de redução requer energia, em contraste com o processo de nitrificação, que envolve oxidação (do  $NH_4^+$ ) e liberação de energia. Os íons amônio formados pelo processo de redução são transferidos a compostos carbonados para produzir aminoácidos e outros compostos orgânicos nitrogenados (BUCHANAN, 2000).

A mineralização (amonificação) é a transformação dos compostos orgânicos de nitrogênio em formas inorgânicas através da atividade de diversos microrganismos, entre estes as bactérias (BITTON, 1994).

Remoção convencional de nitrogênio é baseada em nitrificação autotrófica e desnitrificação heterotrófica. A remoção envolve nitrificação por aerobiose com oxigênio molecular como elétron acceptor (como mostram nas equações 3.17; 3.18) e desnitrificação anóxica com uma variedade de doadores de elétron, incluindo metanol, acetato, etanol, lactato e glucose (Equações 3.19; 3.20).



A nitrificação e desnitrificação são realizadas sobre diferentes condições e por diferentes microorganismos. O carbono orgânico presente no esgoto pode ser limitado e pode dificultar a remoção de nitrogênio do esgoto que contém altas concentrações nitrogênio.

Neste contexto faz-se necessário, o estudo de tecnologias para obter uma maior eficiência de remoção de nitrogênio nos sistemas de tratamento de esgotos.

Segundo estudos de KHIN *et al.* (2004), foram desenvolvidas novas tecnologias em escala piloto para remoção de nitrogênio nos esgotos, como: Sharon, Anamox, Sharon + Anamox e Canon. Compararam estas novas tecnologias com nitrificação convencional e verificaram que são eficientes, no entanto em grande escala o custo operacional seria muito maior se comparado a um sistema convencional para remoção de nitrogênio.

### 3.6.3.2 Fósforo

O fósforo, como o nitrogênio, é indispensável para todas as células, por ser um importante componente do ATP, dos ácidos nucléicos e dos fosfolipídeos na membrana das células. Ele também é um nutriente limitante, e em altas concentrações pode levar a eutrofização do meio em que está sendo lançado (ESTEVEES, 1998).

Este nutriente encontra-se no ambiente sob formas orgânicas e minerais, predominando, geralmente, as formas minerais. Ocorre nas águas naturais e águas residuárias quase unicamente na forma de fosfato. Estes fosfatos incluem fosfatos orgânicos, polifosfatos e ortofosfatos (von SPERLING, 2005; ESTEVEES, 1998). As principais formas de fosfato estão descritas na tabela 10.

Existem mecanismos físicos, químicos e biológicos responsáveis na remoção do fósforo como: precipitação química, assimilação de fósforo por microrganismos presentes nos esgotos e acumulação de polifosfatos por microrganismos.

Tabela 10: Formas de fosfato solúveis e insolúveis.

<b>Fosfato</b>	<b>Formas Solúveis</b>	<b>Formas Insolúveis</b>
Inorgânico	$H_2PO_4^+$ , $HPO_4^{2-}$ , $PO_4^{3-}$ (Ortofosfato)	Complexos fosfato – argilas
	$FeHPO_4^+$ (monohidrogênio fosfato férrico)	Complexos metal – hidróxidos
	$FeH_2PO_4^{2+}$ (dihidrogênio fosfato férrico) $CaH_2PO_4^{2+}$ (dihidrogênio fosfato de cálcio)	Minerais, e. g. apatita ( $Ca_{10}(OH)_2(PO_4)_6$ )
Orgânico	Compostos orgânicos dissolvidos: fosfatases, fosfolipídios, inositol, fosfoproteínas, etc.	Fósforo complexado à matéria orgânica

Fonte: (ESTEVES, 1998).

A precipitação (imobilização) dos íons fosfato no ambiente aquático sofre interferência de vários fatores físicos, químicos e físico-químicos, entre estes se destacam: a concentração de íons ferro, alumínio, sulfeto, compostos orgânicos e carbonatos, pH e condições de oxidação-redução (ESTEVES, 1998).

As reduções mais significativas de fósforo podem ocorrer pela precipitação dos fosfatos, na forma hidroxiapatita ou estruvita, em pH acima de 8 (von SPERLING, 2005; ESTEVES, 1998).

A assimilação de fósforo pelas algas é menor que a assimilação de nitrogênio devido à biomassa algal conter cerca de 10 vezes menos nitrogênio. As bactérias aeróbias no tratamento de efluentes necessitam de uma proporção de DBO5: N: P que deve ser cerca de 100: 5: 1 (SILVA e MARA, 1979).

Segundo METCALF e EDDY (2003), a concentração de fósforo em águas residuárias está entre 4 a 16 mg/L.

A utilização de uma nova tecnologia para a remoção de algas e fósforo chamada Jameson Cell por processo de flotação em lagoa de maturação na Austrália, relata que a eficiência na remoção algal foi de 98% e o fósforo total no efluente tratado chegou a 0,3mg/L (YAN e JAMESON, 2004).

## 4. MATERIAIS E MÉTODOS

Para realização deste trabalho desenvolveram-se atividades de campo e de laboratório. Os sistemas piloto foram instalados na ETE CASAN – Companhia Catarinense de Águas e Saneamento e as atividades de laboratório foram desenvolvidas no LaRA/LIMA - Laboratório de Reúso de Águas /Laboratório Integrado do Meio Ambiente (Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina–UFSC).

As unidades piloto foram montadas junto à Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) Continental de Florianópolis, localizada no bairro de Potecas, no município de São José – SC, em latitude de 27°35'48 "e longitude de 48°32'57".

Em campo realizou-se o monitoramento de duas lagoas de maturação, controle (LM) e com placas de PVC (LMB) para formação do biofilme microbiano, tendo como seu afluente o efluente de uma lagoa facultativa provida de chicanas (LF). O estudo foi realizado no período de 27/4/2006 a 5/12/2006.

Em estudo adicional foi realizado um perfil longitudinal e horário e um perfil de estratificação térmica.

Em laboratório realizaram-se semanalmente as análises físico-químicas, bem como, análises bacteriológicas, microscópicas e um teste de hibridização *in situ* fluorescente – Fish para identificação de microrganismos do biofilme.

Após a coleta de dados foram realizadas as análises estatísticas necessárias para o presente estudo.

### 4.1. MATERIAIS E DESCRIÇÃO DAS UNIDADES PILOTO

O estudo foi realizado em duas lagoas de maturação, uma como controle (LM) e a outra com placas de PVC (LMB) tendo como afluente o efluente de uma lagoa facultativa provida de chicanas (LF). Figura 6.

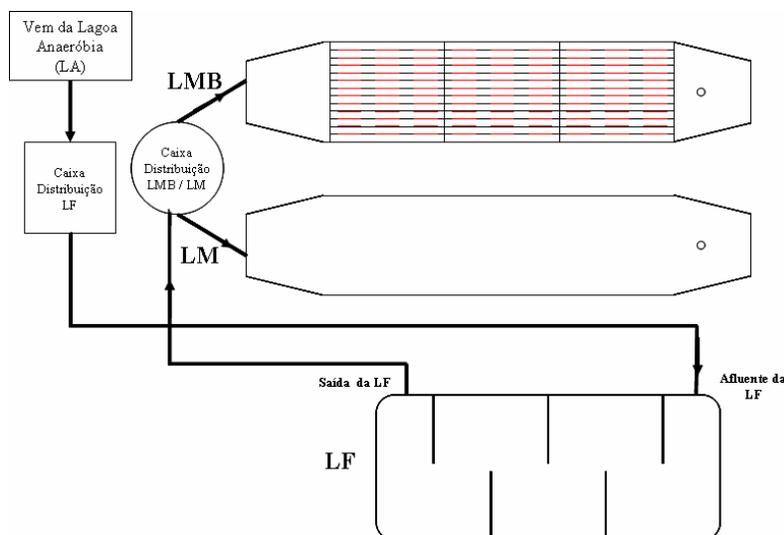


Figura 6: Sistema de lagoas. (LF, LMB e LM).

Ambas as lagoas, LMB (Figura 7 (a)) e LM (Figura 7 (b)) foram alimentadas com efluente proveniente da LF. Estas lagoas possuem volume útil de  $7,60\text{m}^3$  e área superficial de  $15,2\text{m}^2$  (profundidade de 0,5m, comprimento de 9,5m e 1,60m de largura). A geometria da lagoa – (relação L/B é de 5,94 o que caracterizaria um regime hidráulico de fluxo pistão) (PEARSON *et al.*, 1998). Tanto LM quanto LMB foram operadas em paralelo com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 10 dias e uma vazão de 31,7 L/h.

Os suportes na LMB foram colocados verticalmente e abaixo da superfície da água no sentido longitudinal da lagoa, totalizando  $30\text{m}^2$  de área de suporte para aderência de biofilme, correspondente a duas vezes a área superficial da lagoa. A área de cada placa é de  $0,16\text{m}^2$ . O material escolhido como suporte foram placas de PVC, visto que, estudos realizados por BENTO *et al.* (2004), comprovaram que a aderência do biofilme neste material suporte é satisfatória.

As lagoas de maturação tiveram como afluente o efluente de uma lagoa facultativa provida de chicanas (LF) com volume útil de  $10,99\text{m}^3$  e área superficial de  $10,5\text{m}^2$  (profundidade de 1,05m, comprimento de 4,55 e 2,3m de largura), (figura 7 (c)). A lagoa (LF) foi alimentada com efluente proveniente da lagoa anaeróbia (LA) da ETE Continental de Florianópolis, operando sob tempo de detenção hidráulica (TDH) de 5 dias e com uma vazão de 91,6 L/h.

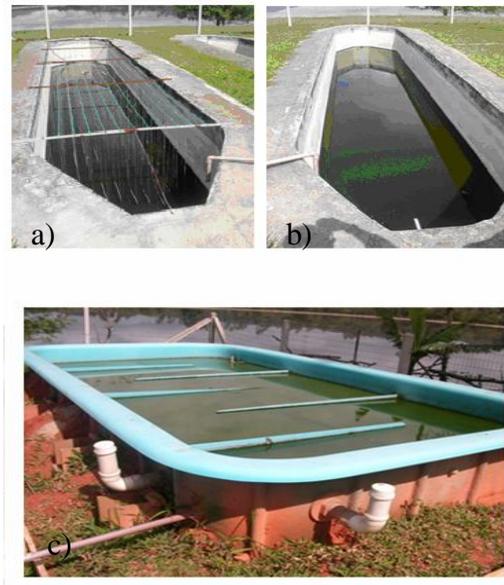


Figura 7: Foto de a) LMB b) LM e c) LF.

#### 4.1.1 Medição de Vazão

O controle da vazão foi realizado todos os dias da semana. A vazão foi medida abrindo-se os registros com auxílio de uma proveta de 1000 mL e um cronômetro. A figura 8 demonstra a unidade de medição de vazão para LM e LMB.



Figura 8: Caixa de nível constante para a alimentação de LM e LMB.

## 4.2. DESCRIÇÃO DOS MÉTODOS DE AMOSTRAGEM

O monitoramento dos dados climáticos foi realizado todos os dias sendo analisado intensidade da luz solar, temperatura do ar, resultando no acompanhamento do balanço hídrico da lagoa e das condições climáticas locais e neste mesmo período foi aferida a vazão afluente ao sistema, o que proporcionou o controle da vazão e das taxas aplicadas ao sistema.

Para o monitoramento das lagoas foi efetuada coleta semanal, no período da manhã (entre 8:00 e 9:00 horas), geralmente às quartas-feiras, salvo algumas exceções. Parâmetros como: oxigênio dissolvido, transparência por disco de Secchi e temperatura das amostras foram avaliados no local e para as demais análises as amostras foram conduzidas diretamente para o LaRA/LIMA, para a realização das análises físico-químicas, bacteriológicas e microbiológicas. O transporte e a conservação das amostras seguiram recomendações do Standard Methods of Examination for Water and Wastewater (APHA, 1998).

No laboratório foram realizadas algumas análises semanais e outras com menor frequência conforme descrito na tabela 11.

Tabela 11: Parâmetros físico-químicos e biológicos analisados em LA, LF, LMB e LM.

<b>Parâmetros Monitorados com menor frequência nas lagoas LA, LF, LMB e LM</b>	<b>Parâmetros Monitorados Semanalmente nas lagoas LMB LM</b>		<b>Parâmetros Monitorados Semanalmente na LA</b>	<b>Parâmetros Monitorados Mensalmente no Biofilme</b>
Nitrogênio Solúvel	DBOt	Nitrito	DBOt	ST
Coliformes Totais	DBOs	Nitrato	DQOt	STV
Coliformes Fecais	DQOt	Fosfato	ST	STF
Microscopia ótica qualitativa	DQOs	Clorofila a	STV	SS
	ST	pH	STF	Clorofila a
	STV	Condutividade	SS	Microscopia ótica qualitativa
	STF	Alcalinidade Total	Amônia	
	SS	Turbidez	Fosfato	
	Amônia		pH	
			Alcalinidade Total	
			Condutividade	
			Turbidez	

Para caracterizar o comportamento das lagoas (LMB e LM) no perfil longitudinal e horário foram avaliados 3 pontos distintos na superfície de cada lagoa: LMB (P1, P2 e P3) e LM (P4, P5, P6), como mostra a Figura 9. O efluente de LF (afluente das lagoas de maturação), bem como o efluente de LA (afluente da lagoa facultativa (LF)) foram analisados. Neste perfil foram feitas três coletas de amostras durante a manhã (9:30, 10:30 e 11:30) e três coletas durante o período da tarde (14:00, 16:00 e 17:00) no dia 31 de julho de 2006.

Para estudar o perfil de estratificação térmica (variação nictemeral) com auxílio de um coletor (figura 10), foi avaliado um único ponto no meio de cada lagoa (LMB e LM). Um dia anterior ao início do monitoramento, às 10 horas obteve-se  $Z_{ds} = 10$  para as duas lagoas na leitura do disco de Secchi. Com este valor e a partir da equação (3.10), obteve-se  $k = 14 \text{ m}^{-1}$ .

Aplicando-se a equação (3.11) para  $I = 0,01 \cdot I_0$ , obtéve-se  $z \sim 30 \text{ cm}$ . Portanto, adotou-se a profundidade de 30 cm como um ponto de coleta e a partir deste ponto escolheu-se, arbitrariamente, dois pontos acima deste, resultando nos seguintes pontos de coleta: 0,5 m; 0,15 m; 0,30 m.(Figura 11). Este perfil foi realizado no dia 26 de setembro de 2006, com duração de 24 horas, tendo início às 8 horas. A cada duas horas coletaram-se as amostras e mediram - se os parâmetros de campo.

Nestes dois perfis, os parâmetros: OD, pH, alcalinidade total, turbidez, transparência por disco de Secchi,  $DQO_{\text{Total}}$ ,  $DQO_{\text{Solúvel}}$ , temperatura da amostra, SS, clorofila “a” e série nitrogenada (amônia, nitrito, nitrato e fosfato), temperatura do ar e intensidade de luz, foram analisados.

Para analisar as amostras do biofilme, foram retiradas cinco placas de PVC escolhidas aleatoriamente na (LBM) e posteriormente efetuou-se a raspagem do biofilme aderido nestas placas. Este biofilme raspado foi então diluído com água destilada em um balão de 1L. Os parâmetros analisados foram: ST, STV, STF, SS e clorofila “a”. Extração do biofilme (perifiton) e determinação de sua massa seca e massa seca volátil. Método de determinação gravimétrica (APHA, 1995).

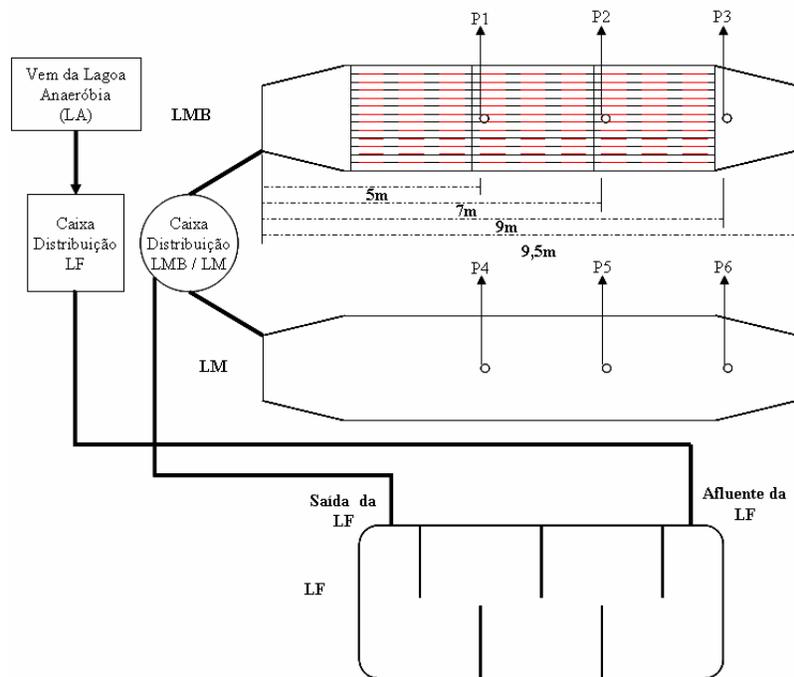


Figura 9: Pontos de coleta para a determinação do perfil longitudinal e horário em LMB e LM.



Figura 10: Coletor de profundidades utilizado na avaliação perfil de estratificação térmica em LMB e LM.

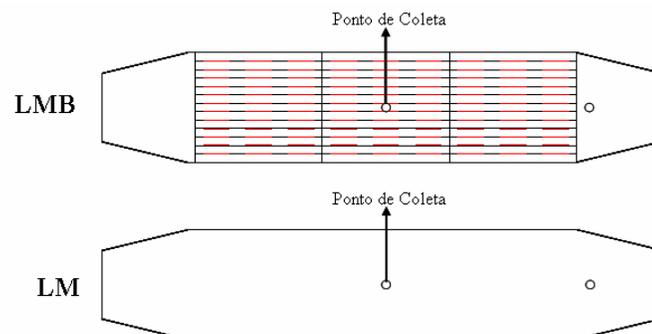


Figura 11: Ponto de coleta na avaliação perfil de estratificação térmica (variação nictemeral) em LMB e LM.

### 4.2.1. Dados de Campo

A descrição dos métodos e equipamentos utilizados encontra-se a seguir:

#### Temperatura

Medida da intensidade de calor. Essencial para a determinação da taxa das reações químicas e biológicas, na solubilidade dos gases e no efeito da vida aquática. A temperatura do ar foi medida por meio de um termômetro de mercúrio, unidade °C. A temperatura do líquido foi medida por meio do oxímetro portátil (YSI<sup>®</sup> modelo 55; faixa de leitura -5 a 45°C; exatidão  $\pm 0,2^\circ\text{C}$ ; resolução  $0,1^\circ\text{C}$ ), sendo a medida instantânea.

#### Intensidade da Luz Visível

A intensidade da luz foi obtida por meio de um luxímetro digital (INSTRUTHERN<sup>®</sup>, modelo LD-209, com precisão relativa de  $\pm 5\%$ ). A unidade é o lux ( $1 \text{ lux} = 1 \text{ lumen/m}^2 = 1,3 \text{ cal/m}^2 \cdot \text{h}$  e  $1 \text{ cal/cm}^2 \cdot \text{d} = 0,48459 \text{ W/m}^2$ ).

#### Oxigênio Dissolvido (OD)

O OD é uma medida direta realizada no local da coleta utilizando um oxímetro portátil (YSI<sup>®</sup> modelo 55; faixa de leitura 0 a 20 mg/L; exatidão  $\pm 0,3 \text{ mg/L}$ ; resolução  $0,01 \text{ mg/L}$ ).

#### Transparência por Disco de Secchi

Uma das mais importantes variáveis limnológicas utilizadas para a avaliação do metabolismo de um ecossistema aquático é a transparência da coluna d'água. Sua medição pode ser realizada em campo de forma fácil, barata e relativamente rápida utilizando o disco de Secchi (MACÊDO, 2003). Nas lagoas, a principal função do disco de Secchi é a determinação da zona eufótica.

A profundidade do desaparecimento do Disco de Secchi corresponde àquela profundidade na qual a radiação de 400-740nm, portanto a faixa visível, refletida do disco não é mais sensível ao olho humano. Com disco de Secchi inserido perpendicularmente na coluna líquida é obtida a profundidade (em metros) denominada transparência do disco de Secchi, ou profundidade do disco de Secchi. Uma consideração a ser feita é o horário para obter os melhores resultados que deve ser entre 10 e 14 horas (ESTEVES, 1998).

#### 4.2.2. Análises Físico-Químicas, Bacteriológicas e Microscópicas

A descrição dos métodos analíticos encontra-se a seguir:

##### Potencial Hidrogeniônico (pH)

Representa a concentração de íons hidrogênio  $H^+$  (em escala anti-logarítmica), dando uma indicação sobre a condição de acidez, neutralidade e alcalinidade da água. A faixa de pH é de 0 a 14. O pH foi medido semanalmente no horário da coleta utilizando pHmetro (Hach<sup>®</sup> modelo Sens Ion 1; faixa de leitura 0 a 14; resolução 0,001/0,01/0,1).

##### Alcalinidade Total

Quantidade de íons na água que reagirão para neutralizar os íons hidrogênio. A medida da alcalinidade foi semanal logo após a coleta das amostras. Segue recomendações do Standard Methods of Examination for Water and Wastewater (APHA, 1998). O método consiste na titulação potenciométrica da amostra com uma solução de Ácido Sulfúrico padronizada (0,02N) até obtenção do pH= 4,5. O cálculo segue a equação 4.2.

$$A = \frac{N \times V_1 \times 50000}{V_2} \quad (4.2)$$

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).

##### Turbidez

A turbidez representa o grau de interferência da passagem da luz através da água, conferindo uma aparência turva à mesma. Os sólidos suspensos são os principais responsáveis pela turbidez. Foi utilizado o método nefelométrico para determinação da turbidez. A análise foi realizada semanalmente, sempre após a coleta, e utilizou-se turbidímetro (Hach<sup>®</sup> 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). A turbidez é expressa em unidades Nefelométricas de Turbidez (NTU).

## Matéria Orgânica

Para determinação da matéria orgânica utilizam-se normalmente métodos indiretos para a quantificação da mesma, ou do seu potencial poluidor. Os métodos indiretos medem o consumo de oxigênio, e são eles: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO).

### Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Pelo teste da DBO determina-se qual a máxima quantidade de oxigênio dissolvido que a degradação biológica é capaz de retirar de um curso de água em um tempo “t”. Em resumo é a medida das necessidades respiratórias de uma população microbológica (MACÊDO, 2003). O método utilizado para determinação foi o manométrico isento de mercúrio (Velp<sup>®</sup> modelo DBO system; faixa de leitura de 0-1000mg/L sem diluição; utiliza sensores eletrônicos de pressão com display digital). E utilizou-se a DBO<sub>5</sub> (ou seja, o tempo de 5 dias, geralmente esse é o tempo padrão utilizado). As análises foram semanais.

### Demanda Química de Oxigênio (DQO)

O teste da DQO é necessário, pois determina não só a carga orgânica biodegradável, mas também a matéria não-biodegradável (que não é biologicamente tratável). E o teste da DQO é vantajoso sendo determinado em 2 horas enquanto a DBO leva no mínimo 5 dias.

Foi utilizado o método colorimétrico de refluxo fechado segundo *Standard Methods of Examination for Water and Wastewater* (APHA, 1998). Este método é baseado na oxidação da matéria orgânica em meio fortemente ácido, com uma quantidade, em excesso e conhecida, de dicromato de potássio. Depois da digestão por 2 horas a 150° C o dicromato que foi reduzido é medido em espectrofotômetro (comprimento de onda a 600nm) utilizando uma curva previamente calibrada. A curva obtida apresentou regressão linear,  $R^2 = 0,999$ . Foi utilizado para determinar concentrações na faixa de 100-900 mg O<sub>2</sub>/L. Para concentrações menores entre 0-150 mg O<sub>2</sub>/L utilizou-se kit Hach<sup>®</sup>, e método nº 2710. Para ambas as leituras utilizou-se espectrofotômetro da Hach<sup>®</sup> modelo DR 2010.

### Nitrogênio (Frações inorgânicas)

Segundo von Sperling (1996), no ciclo do nitrogênio na biosfera este alterna-se entre várias formas e estados de oxidação. No meio aquático pode ser encontrado nas formas: molecular (escapando para atmosfera), nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão), amônia, nitrito( $\text{NO}_2^-$ ) e nitrato( $\text{NO}_3^-$ ).

As análises das frações inorgânicas do nitrogênio (amônia, nitrito e nitrato) estão especificadas na tabela 12. As amostras foram filtradas em membrana de fibra de vidro, porosidade 0,45 $\mu\text{m}$ , realizando-se as análises até 24 horas após a coleta. E para as leituras utilizou-se espectrofotômetro da Hach<sup>®</sup> modelo DR 2010, por meio da preparação em laboratório dos reagentes e das soluções padrões para inserção das curvas no aparelho espectrofotométrico.

Tabela 12: Métodos utilizados na determinação das diferentes formas de nitrogênio.

Análise	Método	Referência	Faixa de Leitura (mg/L)	R <sup>2</sup>	Erro médio (mg/L)
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Nessler	(VOGEL, 1992)	0,0 - 13,0	0,9995	± 0,8
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Alfanaftilamina	(APHA, 1998)	0,0 – 0,5	0,997	± 0,18
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Brucina	(APHA, 1976)	0,0 – 8,0	0,998	± 0,4

Sendo:

N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - nitrogênio amoniacal;

N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> - nitrogênio como nitrito;

N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> nitrogênio como nitrato.

### Fosfato reativo

As principais formas de fósforo encontradas em soluções aquosas são ortofosfatos, polifosfatos e fósforo orgânico. O ortofosfato pode ser determinado diretamente pelo método colorimétrico adicionando uma substância como o molibdato de amônio; entretanto, os polifosfatos e o fosfato orgânico devem ser convertidos a ortofosfato por meio da digestão ácida para então ser determinados pelo método colorimétrico (METCALF

e EDDY, 2003). Neste estudo determinou-se o fosfato dissolvido ou fosfato reativo pelo método colorimétrico do Ácido Vanadomolibdofosfórico (APHA, 1998). Para as leituras utilizou-se espectrofotômetro da Hach<sup>®</sup> modelo DR 2010, por meio da preparação em laboratório do reagente e das soluções padrões para inserção da curva no aparelho, que obteve uma regressão linear,  $R^2=0,999$  e erro médio 0,11 mg/L. A faixa de leitura é de 0-25 mg/L.

### **Condutividade Elétrica**

A condutividade elétrica é a capacidade que a água possui de conduzir corrente elétrica. Este parâmetro está relacionado com a presença de íons dissolvidos na água, que são partículas carregadas eletricamente. Quanto maior for a quantidade de íons dissolvidos, maior será a condutividade elétrica da água. Segundo Esteves (1998) observa-se, ao longo do dia, uma redução nos valores de condutividade elétrica em ambientes produtivos devido à absorção de nutrientes pelas algas.

Para medir a condutividade em (mS/cm) utilizou-se um condutivímetro portátil da *LT lutron* Código-4303.

### **Série de Sólidos**

Para a caracterização da série de sólidos utilizou-se o método gravimétrico seguindo critérios especificados no *Standard Methods of Examination for Water and Wastewater* (APHA, 1998).

### **Sólidos Totais, Sólidos Totais Fixos, Sólidos Totais Voláteis.**

#### **1. Sólidos Totais**

Os sólidos totais de um despejo são toda matéria que permanece como resíduo após evaporação à temperatura de 103° a 105° C. Encontra-se a seguir o procedimento de análise.

Preparação dos cadinhos de evaporação:

Lavar e limpar o cadinho de evaporação, aquecer o cadinho a 103-105 graus centígrados por 30 minutos e transferir o cadinho para um dessecador. Deixar esfriar por 30 minutos e pesar, obtendo o peso inicial ( $P_1$ ). Tomar um certo volume de amostra (geralmente 50 ou 100 mL), colocar em um cadinho de porcelana e secar em banho maria ou chapa aquecedora; após a evaporação da fração líquida, levar à estufa a 103 – 105 °C durante 30 minutos e resfriar o cadinho em um dessecador durante 30 minutos para obter o peso final ( $P_2$ ). Utilizando a equação 4.3, calcular o resultado.

$$ST = \frac{P_2 - P_1}{V} \times 10^6 \quad (4.3)$$

Sendo:

$P_1$  = peso do cadinho previamente seco (g);

$P_2$  = peso do cadinho após evaporação da amostra (g);

$V$  = volume da amostra (mL);

$ST$  = o resultado dos sólidos totais (mg/L).

## 2. Sólidos Totais Fixos

É a matéria que não se volatiliza, a grande maioria é constituída de material mineral.

Para a determinação dos Sólidos Totais Fixos, utiliza-se uma mufla na qual se aquece o cadinho da seção anterior a 550 °C durante 15 minutos; em seguida resfria-se o cadinho em um dessecador até atingir a temperatura ambiente, pesa-se e obtém-se o peso final ( $P_3$ ).

Utilizando a equação 4.4, calcular o resultado.

$$STF = \frac{P_3 - P_1}{V} \times 10^6 \quad (4.4)$$

Sendo:

$P_1$  = peso do cadinho previamente seco (g);

$P_3$  = peso do cadinho após calcinação em mufla (g);

$V$  = volume da amostra (mL);

$STF$  = o resultado dos sólidos totais fixos (mg/L).

### 3. Sólidos Totais Voláteis

É a diferença entre ST e STF conforme a equação 4.5 a seguir.

$$STV = ST - STF \quad (4.5)$$

Sendo:

$STV$  = o resultado dos sólidos totais voláteis (mg/L).

### Sólidos em Suspensão

São todos os sólidos presentes nas águas residuárias, exceto os solúveis e sólidos em fino estado coloidal, pois estes constituem os sólidos dissolvidos. Segue o procedimento de análise: Para a calibragem pesa-se a membrana (0,45µm de porosidade - 47 mm de diâmetro) em balança de alta precisão, obtendo o  $P_1$ . Destaca-se que a membrana deve ser previamente seca em estufa a 103– 105 °C durante 30 minutos e resfriada em um dessecador até atingir a temperatura ambiente. Após, utiliza-se 100 mL ou mais da amostra agitada convenientemente e filtrar com auxílio de bomba à vácuo. Recolhe-se a membrana (com o auxílio de uma pinça) e repete-se o procedimento estufa/dessecador para obter o  $P_2$ .

De posse dos dados, fazer o cálculo seguindo a equação 4.6.

$$SST = \frac{P_2 - P_1}{V} \times 10^6 \quad (4.6)$$

Sendo:

$P_1$  = peso da membrana previamente seca (g);

$P_2$  = peso da membrana após filtração (g);

$V$  = volume da amostra (mL);

$SST$  = o resultado dos sólidos suspensos totais (mg/L).

### Clorofila “a”

A metodologia para quantificação da clorofila a, segue recomendações do Standard Methods of Examination for Water and Wastewater (APHA, 1998). O procedimento consiste na extração do pigmento utilizando acetona (90%) como agente extrator. Inicia-se a análise da concentração do pigmento filtrando à vácuo a amostra em membrana de fibra de vidro (diâmetro de 47 mm e 0,45µm de porosidade). A membrana é então colocada em cubeta com 10mL de acetona 90% e macerada com o auxílio de bastão de vidro, promovendo o rompimento das células. Após, a cubeta é fechada e colocada no congelador a -20°C por 24 horas. Após este período centrifuga-se a amostra por 15 minutos a 5000rpm. O sobrenadante da amostra é disposto em cubeta de vidro de 1cm de caminho óptico e realizada a leitura em espectrofotômetro (Hach<sup>®</sup> modelo DR 4000). A leitura é feita em 4 comprimentos de onda diferentes. Primeiramente em 664nm e 750nm e em uma segunda etapa a amostra é acidificada com 0,1 ml de ácido clorídrico 0,1N e a amostra é lida nos comprimentos de onda 665nm e 750nm novamente. O cálculo resultando na quantificação da clorofila a segue a equação 4.7.

$$Cl_a = \frac{26,7 \times (A_{664} - A_{665}) \times 0,01}{V \times l} \quad (4.7)$$

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.

Obs: Para conservar a amostra, a membrana pode ser dobrada e envolvida em papel alumínio (impedindo a entrada de luz) e congelada por até 2 meses.

### **Determinação dos coliformes totais e *Escherichia coli***

As bactérias do grupo coliformes totais e *E.coli* foram quantificadas por meio do método do substrato cromogênico, baseado na ativação de enzimas presentes nessas bactérias por meio de substratos específicos, conforme descrito no Standard Methods of Examination for Water and Wastewater (APHA, 1998). O material utilizado foi: meio de cultura Colilert-24 horas (Sovereing Brasil<sup>®</sup>); cartelas quati-tray (Sovereing Brasil<sup>®</sup>, faixa de leitura de 1 a 2400 NMP/100mL sem diluições), estufa incubadora a  $36^{\circ}\text{C} \pm 0,5^{\circ}\text{C}$ ; lâmpada UV (365nm) portátil.

Para detecção do grupo Coliforme total: um substrato cromogênico é usado para detectar a enzima B-D-galactosidase, a qual é produzida pelos coliformes totais. Esta enzima hidroliza o substrato e produz uma mudança na cor do meio, indicando um teste positivo para coliformes totais 24 horas; se for positivo, o teste resulta em cor amarelo e incolor indica ausência, sem a necessidade de testes adicionais (MACÊDO, 2003).

Para detecção de *E. coli*: um substrato fluorogênico é usado para detectar a enzima glucuronidase, a qual é produzida pela *E. coli*. Esta enzima hidroliza o substrato e libera um produto fluorogênico quando observado sob luz ultra-violeta (UV) de 366nm. A presença de fluorescência indica um teste positivo para *E. coli* (MACÊDO, 2003).

### **Microscopia Óptica qualitativa**

Na análise microscópica coletou-se semanalmente amostra 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 preparada em laboratório (BRANCO, 1986). Esta fixação permite visualização posterior em microscopia óptica. A determinação dos organismos foi realizada conforme Streble e Krauter (1985) e chaves de identificação de Lopreto e Tell (1995), com o auxílio de microscópio óptico (Olympus<sup>®</sup>, modelo BX-40; versão acoplado a uma máquina de filme fotográfico Olympus<sup>®</sup>). Utilizou-se um aumento de 100, 400 vezes e algumas fotos em óleo de imersão com aumento de 1000 vezes). Utilizou-se um sistema subjetivo para a quantificação dos microrganismos identificados, quais foram: 0 = não visualizado; 1 = raras; 2 = alguns; 3 = freqüentes; 4 = numerosos.

### 4.2.3 Fluorescence *In Situ* Hybridization – FISH

A técnica adotada na análise de FISH, segundo AMANN *et al.* (1995), foi realizada no Laboratório de Bioquímica e Biologia Molecular de Microrganismos da Universidade Federal de Santa Catarina no dia 11/09/2006.

Para realização do FISH foram retiradas cinco placas de PVC escolhidas aleatoriamente na (LMB) e posteriormente efetuou-se a raspagem do biofilme aderido nestas placas. Este biofilme raspado foi então diluído com água destilada em um balão de 1L.

Os grupos de microrganismos analisados pela técnica de FISH e suas respectivas sondas encontram-se na Figura 12 e Tabela 13.

#### Etapas do FISH

1. Fixação da amostra de biofilme com Paraformaldeído 4% e conservação da amostra congelada em temperatura -20°C;
2. Imobilização e desidratação das células sobre a lâmina;
3. Hibridização das células com oligonucleotídeos fluorescentes (sondas);
4. Lavagem das lâminas para otimização da estringência;
5. Coloração das células com *DNA intercalating dye 4,6 diamino-2 phenylindole* (DAPI);
6. Cobertura da lâmina com lamínula e adição de um anti “fading” (CitiFluor) entre ambas;
7. Observação em microscópio epifluorescente.

#### Fixação da amostra

1. Centrifugar uma alíquota da amostra por 10 min. a 4.500 rpm (0,1L ou mais);
2. Descartar o sobrenadante;
3. Centrifugar novamente por 10 min. a 4.500 rpm;
4. Suspender a biomassa centrifugada em PBS (1 volume);

5. Agregar 3 volumes de paraformaldeído 4%;
6. Incubar por 3 horas (máximo permitido 18h) em geladeira a temperatura de 4°C;
7. Centrifugar 10 min. a 4.500 rpm;
8. Descartar o sobrenadante;
9. Lavar com 1 volume PBS e agitar em vortex;
10. Centrifugar novamente por 10 min. a 4.500 rpm;
11. Ressuspender com PBS (1 volume);
12. Agregar igual volume de etanol;
13. Manter em congelador a -20 °C.

#### Preparação da Lâmina

Uma lamina de teflon com 10 orifícios foi utilizada para prevenir a mistura de sondas aplicadas em diferentes orifícios. Esta lâmina ficou imersa em solução de 0,1% de gelatina e 0,01% CrK (SO<sub>4</sub>)<sub>2</sub> por um minuto antes de ser utilizada.

#### Fixação e Desidratação das células na lâmina:

Em cada orifício da lâmina de teflon foi colocada uma alíquota da amostra fixada em paraformaldeído. Para amostra do biofilme utilizou-se 2µL. A lâmina foi colocada em estufa a 46°C por 10min;

Após esse período, as células foram desidratadas através de imersão em soluções de etanol 50%, 3min em etanol 100% e secas em temperatura ambiente.

#### Hibridização e lavagem das células:

Após descongelar as sondas de oligonucleotídeos em local protegido da luz e preparar as soluções de hibridização na concentração recomendada para cada sonda, adicionou-se 8µL desta solução em cada orifício contendo as células desidratadas.

Em seguida foi adicionado 1µL de cada sonda (contendo marcador Cy3);

hibridização ocorreu em tubo eppendorf 50mL contendo papel embebido em solução tampão de hibridização onde cada lâmina foi disposta e incubada por 1:30 horas a 46°C;

Após a hibridização, adicionou-se em cada orifício da lâmina, 2 $\mu$ L de DAPI (concentração de 10 $\mu$ g/mL) e a lâmina foi exposta mais 20min a 46°C;

As células foram lavadas com solução de lavagem para a retirada do excesso da solução de hibridização. Para tanto, foram adicionadas 20 $\mu$ L da solução de lavagem com concentração específica para cada sonda e a lâminas foram incubadas por 20min. em banho pré-aquecido a 48°C;

O tampão de lavagem foi removido com água destilada a 4°C e a lâmina seca em local desprovido de iluminação e em temperatura ambiente.

Para sondas com seqüências similares (menos de três bases diferentes) foram utilizadas sondas competidoras evitando resultado falso-positivo.

#### Preparação da lâmina para microscopia:

Sobre a lâmina foi adicionado gotas de CitiFluor (anti-*fading*) e esta foi coberta com lamínula;

Para microscopia utilizou-se óleo de imersão com anti-*fading*.

Para visualização da amostra e a captura de imagem utilizou-se o microscópio óptico da Axioplan<sup>®</sup> 2 Imaging e software LSM 510.0.

Na quantificação dos microrganismos com sinais positivos, opto-se por método subjetivo de contagem sendo atribuídas as categorias descritas na tabela 14. A contagem relativa foi inviabilizada devido às características das amostras, tais como a presença de muitas colônias apresentando células em várias camadas e a elevada densidade de algas e cianobactérias filamentosas

Figura 12: (Adaptado de BENTO, 2005) Microorganismos analisados e suas respectivas sondas.

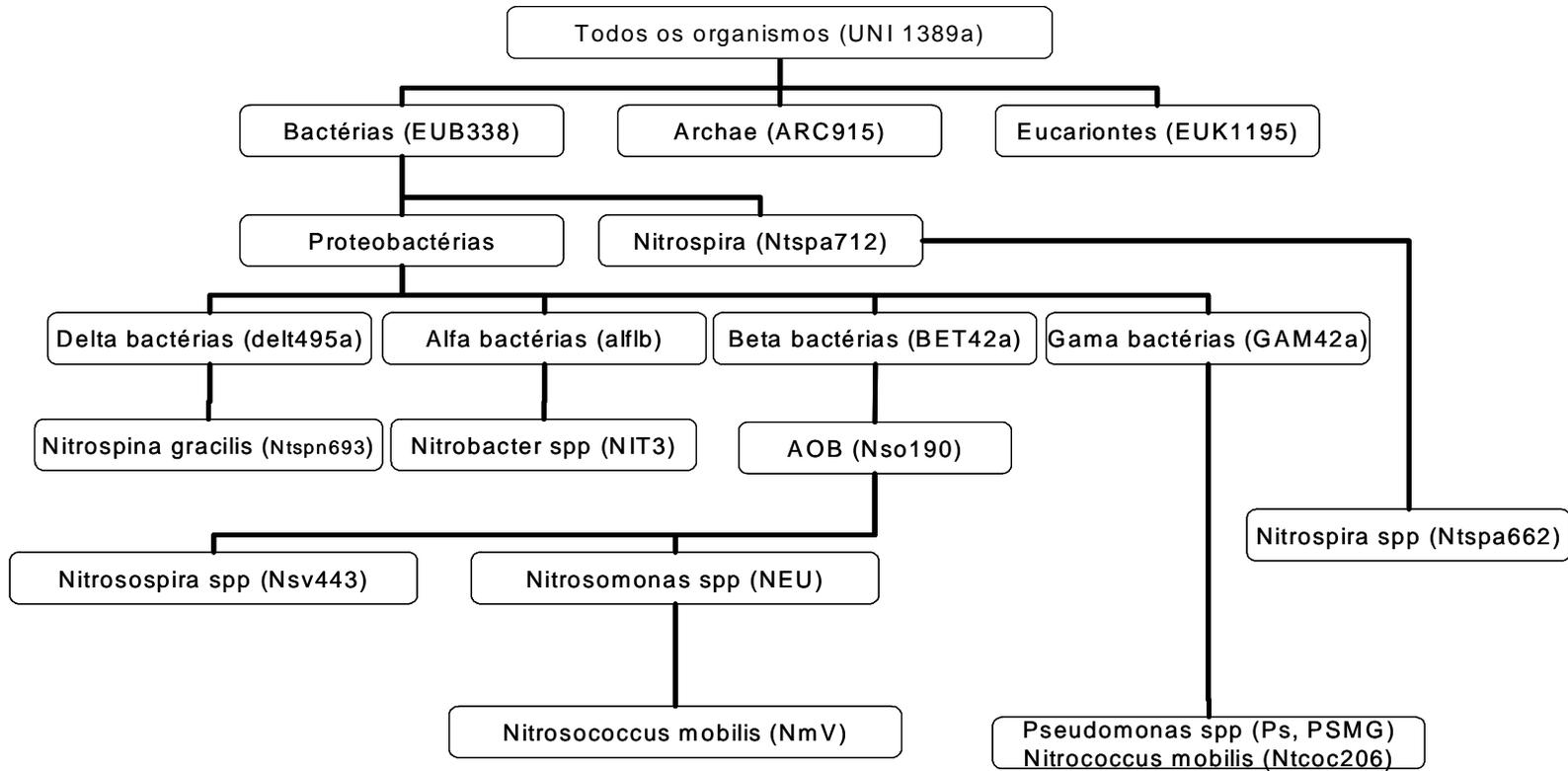


Tabela 13: Microrganismos analisados pelo FISH e sondas. FA<sup>††</sup> = paraformaldeído. (Adaptado de BENTO, 2005).

Sonda	Especificidade	Origem	Seqüência	FA (%) <sup>(1)</sup>
UNI1389a	Bactéria, não Epsilonproteobacteria	16S rRNA	5'-ACGGGCGGTGTGTACAAG-3'	ND
EUK1195	Eucariontes	18S rRNA	5'-GGGCATCACAGACCTG-3'	ND
EUB338	Todas as bactérias	16S rRNA	5'-GCTGCCTCCCGTAGGAGT-3'	0-50 (20)
ARC915	Todas Archae	16S rRNA	5'-GTGCTCCCCGCCAATTCCT-3'	ND
Delta495a	A maioria das Delta bactérias	16S rRNA	5'-AGTTAGCCGGTGCTTCCT-3'	ND (20)
Alflb	Alphaproteobacteria, some Deltaproteobacteria, Spirochaetes	16S rRNA	5'-CGTTCGYTCTGAGCCAG-3'	20
BET42a Competidor	Beta bactérias	23S rRNA	5'-GCCTTCCCACTTCGTTT-3' *5'-GCCTTCCACATCGTTT-3'	35
GAM42a	Gamma bactérias	23S rRNA	5'-GCCTTCCACATCGTTT-3' *5'-GCCTTCCCACTTCGTTT-3'	35
Ntspa712 Competidor	A maioria dos membros do Filo Nitrospira	16S rRNA	5-CGCCTTCGCCACCGCCTTCC-3 *5-CGCCTTCGCCACCGGTGTTC-3	50
Nso190 Nso1225	Todas as AOB beta	16S rRNA	5-CGATCCCCTGCTTTTCTCC-3 5-CGCCATTGTATTACGTGTGA-3	55 35
NIT3 (alfa) Competidor	<i>Nitrobacter</i> sp.	16S rRNA	5-CCTGTGCTCCATGCTCCG-3 *5-CCTGTGCTCCATGCTCCG-3	40
Nsv443	<i>Nitrosolobus multiformis</i> <i>Nitrospira briensis</i> <i>Nitrosivibrio tenuis</i>	16S rRNA	5'-CCGTGACCGTTTCGTTCCG-3'	30
NEU Competidor	A maioria das Nitrosomonas sp. haloficas e halotolerantes	16S rRNA	5'-CCCCTCTGCTGCACTCTA-3' *5'-TTCCATCCCCCTCTGCCG-3'	40
Nmv (espécie de Nitrosomonas)	<i>Nitrosococcus mobilis</i>	16S rRNA	5-TCCTCAGAGACTACTACGCGG-3	35
Ntcoc206 (gama)	<i>Nitrococcus mobilis</i>	16S rRNA	5-CGGTGCAGACTTGAAGC-3	10
Ntspn693	<i>Nitrospina gracilis (delta)</i>	16S rRNA	5-TTCCAATATCAACGCATTT-3	20
Ntspa662	<i>Nitrospira</i> sp. (filo Nitrospira)	16S rRNA	5'-GGAATTCCGCGCTCCTCT-3' *5'-GGAATTCGCTCTCCTCT-3'	35
Ps Ag1	<i>Pseudomonas fluorescens</i> Ag1 (gama)	23S rRNA	5'-GATAACTCGTCATCAGCTC-3'	30

Tabela 14: Categorias utilizadas para estimar a quantidade de células hibridizadas durante as análises de FISH.

<b>CATEGORIA</b>	<b>CONCENTRAÇÃO</b>
0	Nenhuma célula hibridizada foi observada quando comparada com DAPI
1	Raras células hibridizadas foram observadas quando comparadas com DAPI
2	Poucas células hibridizadas foram observadas quando comparadas com DAPI
3	Algumas células hibridizadas foram observadas quando comparadas com DAPI
4	Frequente quantidade de células hibridizadas foi observada quando comparadas com DAPI
5	Muitas células hibridizadas foram observadas quando comparadas com DAPI
6	Excessiva quantidade células hibridizadas foram observadas quando comparadas com DAPI

Fonte: Adaptado de BENTO (2005).

## 4.3 CÁLCULOS

### 4.3.1 Tempo de Detenção Hidráulica

A formulação para estimativa do TDH segue abaixo conforme equação 4.8 (MARA et al., 1992; von SPERLING, 1996).

$$TDH = \frac{A \times H}{Q_{\text{afluente}}} \quad (4.8)$$

Em que:

TDH = tempo de detenção hidráulica (d);

A = área requerida para lagoa (m<sup>3</sup>);

Q = vazão afluente (m<sup>3</sup>/d);

H = profundidade da lagoa em m.

### 4.3.2 Taxa de Aplicação Superficial

Para o cálculo da taxa de aplicação superficial de DBO, DQO ou nitrogênio amoniacal utilizou-se a equação 4.9.

$$\lambda_s = \frac{10 \times C_0 \times Q}{A} \quad (4.9)$$

Em que:

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

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

Q = vazão (m<sup>3</sup>/d);

A = área requerida (m<sup>2</sup>).

### 4.3.3 Eficiência

A eficiência de remoção foi calculada de acordo com a equação 4.10 para todos os parâmetros, com exceção da DQO e DBO, sendo considerada nestes casos a diferença entre a concentração afluente total e concentração efluente solúvel (filtrada). A eficiência foi avaliada mediante um histórico das concentrações afluentes e efluentes, e não através de análise pontual, pois com o TDH elevado poderia resultar em dados equivocados.

$$E = \frac{A_f - E_f}{A_f} * 100 \quad (4.10)$$

Sendo:

E = Eficiência de remoção (%);

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

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

### 4.3.4 Coeficiente Cinético

As formulações para estimativa do coeficiente cinético de primeira ordem para os diferentes regimes hidráulicos encontram-se na equação 4.11 para o caso de fluxo pistão e na equação 4.12 para o caso de mistura completa.

$$C = C_0 e^{-k_t.TDH} \quad (4.11)$$

$$C = \frac{C_0}{1 + K_t.TDH} \quad (4.12)$$

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).

#### 4.3.5 Cinética do Decaimento Bacteriano

Para o cálculo da contagem de coliformes em um corpo d'água, considerando o regime hidráulico de fluxo pistão e de mistura completa foram usadas as equações 4.13 e 4.14 respectivamente, (von SPERLING, 1996).

$$N = N_0 \cdot e^{-K_b \cdot t} \quad (4.13)$$

$$N = \frac{N_0}{1 + K_b \cdot t} \quad (4.14)$$

Em que:

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

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

$K_b$  = Coeficiente de decaimento bacteriano ( $d^{-1}$ );

$t$  = Tempo (d).

#### 4.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS RESULTADOS

A análise estatística consistiu de uma parte descritiva (BUSSAB & MORETIN, 2002), com a determinação das estatísticas descritivas básicas e apresentação gráfica, e de uma parte inferencial, que testou se há diferença significativa entre os tratamentos de LMB e LM.

A análise inferencial foi baseada na Análise de Variância (ANOVA) com um fator (NETER, 1990a) e no teste de comparação múltipla de TUKEY (NETER, 1990b), para a identificação de diferença estatística significativa entre os tratamentos em relação aos parâmetros analisados de LMB e LM.

Verificou-se, também, se existem correlações (NETER, 1990c) entre alguns parâmetros de LMB e LM com relação ao pH, Alcalinidade, Temperatura, Clorofila a, intensidade de luz e OD.

Foi utilizada análise descritiva para o perfil longitudinal e horário nos pontos: LA, LF, LMB (P1, P2, P3) e LM (P4, P5, P6), a fim de verificar o comportamento hidrodinâmico das lagoas LMB e LM.

Para o perfil de estratificação térmica, também por meio de uma análise descritiva, foram comparados os resultados nas diferentes profundidades das lagoas piloto, a fim de verificar se os mesmos sofrem o processo de estratificação.

O coeficiente de correlação de Spearman foi utilizado para dados que não apresentam uma distribuição normal (SPIEGEL, 1993).

Na avaliação geral do sistema foi utilizada a estatística descritiva que enfatizou o funcionamento das lagoas por meio dos dados físico-químicos, bacteriológicos e climatológicos.

Também foram realizados gráficos do tipo “*box plot*” utilizando-se o *software Statistic*, versão 6.0, 2001.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 ANÁLISE DESCRITIVA DO SISTEMA

Para avaliar o sistema utilizaram-se os resultados da análise estatística realizada com os dados relativos ao estudo de vários parâmetros dos efluentes de LA, LF, LMB e LM. Determinaram-se também as eficiências de remoção em alguns dos parâmetros para LMB e LM.

As variáveis físico-químicas, expressas pelo número de amostragem (n), a média, o desvio padrão (DP) e os valores mínimos e máximos, ou seja, estatísticas descritivas para o efluente da Lagoa anaeróbia - LA estão descritas na tabela 15.

Tabela 15: Caracterização do efluente da LA durante todo o período de estudo (27/04/2006 a 05/12/2006).

Parâmetro	n	Média	Desvio Padrão	Mínimo	1Quartil	Mediana	3Quartil	Máximo
pH	27	8,17	0,26	7,5	8	8,2	8,4	8,6
Alcalinidade (mg/l CaCO <sub>3</sub> )	27	323,41	69,48	180	262	325	380	460
Turbidez (NTU)	27	463,33	128,5	260	383	441	520	750
Condutividade(mS/cm)	27	3,56	1,36	1,61	2,58	2,92	4,33	7,05
Temperatura (°C)	27	22,63	2,98	15	22	22	24	32
DBO T (mg/L)	27	173,3	44,94	98	135	179	207	248
DQOT (mg/L)	27	311	71,13	189	270	285	346	509
DQO S (mg/L)	27	211,85	63,33	123	165	194	239	381
ST (mg/L)	27	2179,41	897,6	876	1561	1883	2847	4331
STF (mg/L)	27	1853,63	801,15	689	1262	1593	2420	3932
STV (mg/L)	27	325,48	116,91	164	229	314	395	616
SS (mg/L)	27	79,07	51,15	28	55	63	75	228
Amônia (mg/L)	27	59,36	19,96	23,7	36,2	64,4	76,8	85,1
Fosfato (mg/L)	26	40,79	11,64	11,3	38,1	45,75	48	55,3
Nitrog total solúvel (mg/L)	4	36,18	17,13	13	23,35	40,35	49	51
Col.totais (NMP/100mL)	15	5,86E+06	4,73E+06	3,26E+05	3,45E+06	4,16E+06	6,49E+06	1,98E+07
Col. fecais (NMP/100mL)	15	1,83E+06	1,19E+06	4,64E+05	1,05E+06	1,57E+06	2,10E+06	5,17E+06

As concentrações médias podem ser consideradas características do tratamento primário de águas residuárias domésticas. Pelo fato das concentrações de DQOt e DBO<sub>5</sub> do tratamento

primário não se enquadrarem dentro dos padrões de lançamento do CONAMA 357/05, faz-se necessário um tratamento secundário. Na tabela 16 encontram-se as estatísticas descritivas dos parâmetros do tratamento secundário em lagoa facultativa (LF). Conforme mostra a tabela 15, os valores médios de DQOt e DBO<sub>5t</sub> para LA, são 311mg/L e 173,3 mg/L respectivamente.

Em estudos de BENTO (2005), realizados no mesmo afluente (LA) do sistema de tratamento da ETE continental de Florianópolis, a lagoa anaeróbia foi eficiente no tratamento primário de águas residuárias, apresentando reduções médias de 40% para DQOt e cerca de 55% para a DBO<sub>5</sub>.

Tabela 16: Estatísticas descritivas dos parâmetros do efluente de LF.

Parâmetro	n	Média	Desvio Padrão	Mínimo	1Quartil	Mediana	3Quartil	Máximo
pH	27	8,2	0,3	7,4	7,9	8,2	8,4	8,9
Alcalinidade (mg/lCaCO <sub>3</sub> )	27	275	57,2	160	240	258	330	362
Turbidez (NTU)	27	372	98,1	124	301	390	415	545
Condutividade (mS)	27	3,45	0,96	2,20	2,68	3,21	4,25	5,85
Temperatura (°C)	27	21,8	2,6	15	21	22	23	26
DBO <sub>T</sub> (mg/L)	27	153,6	54,6	79	95	168	206	243
DBO <sub>S</sub> (mg/L)	27	124,4	56,4	51	75	115	167	217
DQOs KIT Hach	16	113,68	29,95	70	96,5	109,9	123	176
DQO <sub>T</sub> (mg/L)	27	260,33	55,84	177	233	251	285	422
DQO <sub>S</sub> (mg/L)	27	163,59	57,83	87	130	150	183	347
ST (mg/L)	27	2100,93	640,38	1118	1561	1969	2645	3501
STF (mg/L)	27	1770,37	560,34	904	1348	1614	2260	2972
STV (mg/L)	27	332,63	105,65	175	251	336	423	562
SS (mg/L)	27	93,21	54,2	43	60	74	106	271
Clorofila a (mg/L)	26	0,136	0,177	0,001	0,005	0,062	0,19	0,643
Amônia (mg/L)	27	47,95	19,37	16,9	28,4	54,9	62,2	81,9
Nitrito (mg/L)	27	0,091	0,062	0	0,04	0,1	0,12	0,24
Nitrato (mg/L)	27	0,622	0,39	0,1	0,42	0,52	0,79	1,84
Fosfato (mg/L)	26	21,82	10,77	5,5	14,3	20,6	28	46
Nitrog total Solúvel (mg/L)	4	30,28	16,87	6	20,05	35,05	40,5	45
Col. Totais (NMP/100mL)	15	2,50E+06	4,24E+06	2,00E+02	5,75E+05	1,41E+06	2,42E+06	1,74E+07
Col. Fecais (NMP/100mL)	15	3,98E+05	1,71E+05	2,00E+04	2,72E+05	4,54E+05	5,48E+05	6,13E+05
OD (mg/L)	27	0,168	0,161	0,01	0,1	0,14	0,19	0,93

As eficiências de remoção de DQOt e DBO<sub>5t</sub> para LF, foram de 28,3% e 47,4% respectivamente. Para os outros parâmetros em LF, como amônia, por exemplo, também ocorreram baixos valores de eficiência de remoção. Estes valores baixos de eficiência se deve ao fato de que a LF funcionou com um TDH de apenas 5 dias. Este TDH curto foi para poder fornecer vazão suficiente para alimentar todo o sistema. O sistema era composto de Lagoa facultativa, lagoas de maturação e filtros de pedra.

### 5.1.1 Coeficiente Cinético em LF

O coeficiente cinético foi calculado conforme equações (4.11 e 4.12) propostas na metodologia pelas condições operacionais para as análises de DBO<sub>5</sub> e DQOt, considerando a reação de primeira ordem e os fluxos de mistura completa e fluxo pistão (Tabela 17).

Tabela 17: Coeficientes cinéticos médios de LF para DBO<sub>5</sub> e DQO.

Lagoa Facultativa (LF)			Coeficiente Cinético $K_t$ (d <sup>-1</sup> )	
Parâmetro	TDH (d)	T °C	Mistura Completa	Fluxo Pistão
DQO (mg/L)	5	21,8	0,094	0,13
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	5	21,8	0,056	0,066

Para saber adequadamente o regime hidráulico de LF seria necessário fazer mais de um estudo para o perfil longitudinal da degradação da matéria orgânica.

Em estudos de GOTARDO (2005), foram calculados os coeficientes cinéticos para os dois diferentes tipos de fluxo, devido ao fato de as características geométricas da lagoa se assemelhar a um fluxo pistão e o comportamento hidráulico a um reator de mistura completa. Para os parâmetros de DBO<sub>5</sub> e DQO com um TDH de 10 dias a uma temperatura de 24°C, os coeficientes cinéticos para lagoas facultativas de mistura completa e fluxo pistão foram respectivamente, 0,27, 0,09 e 0,14, 0,08 d<sup>-1</sup>.

Pode-se notar que os valores do coeficiente cinético para fluxo pistão ficaram próximos nos dois estudos. Para verificar realmente o tipo de fluxo para lagoa, o ideal seria a aplicação de

traçadores com intuito obter o coeficiente de dispersão (d) para o regime hidráulico de fluxo disperso e também verificar se existem pontos de curto-circuito.

### 5.1.2 Taxa de Aplicação Superficial em LF

No dimensionamento de lagoas facultativas, vários modelos são empregados, sendo a maioria destes baseados na determinação da área superficial mínima requerida para que ocorra a degradação e/ou estabilização da matéria orgânica carbonácea, expressa em termos de  $DBO_5$ .

A taxa de aplicação superficial foi calculada conforme equações propostas na metodologia para as análises de  $DBO_5$  e DQO. (Tabela 18).

Tabela 18: Taxa de aplicação superficial média de LF para  $DBO_5$  e DQO.

Lagoa Facultativa (LF)		Taxa de aplicação superficial - ( $\lambda_s$ ) Kg. $DBO_5$ ouDQO/ha.d
Parâmetro	A (área requerida em $m^2$ )	Mistura Completa
DQO (mg/L)	10,5	65,2 Kg.DQO/ ha.d
$DBO_5$ (mg/L)		36,3 Kg. $DBO_5$ / ha.d

MARA *et al* (1992), recomenda taxas de aplicação superficial entre 100 a 400 Kg $DBO_5$ /ha.d para uma profundidade de 1 a 2 m.

Estudos em sistemas de lagoas facultativas no Brasil têm adotado taxas de aplicação superficial variando de 100-350 kg $DBO_5$ /ha.d, dependendo das condições ambientais locais.

Os valores da taxa aplicação superficial mostrados na Tabela 18 não foram tão altos, se considerar que a lagoa facultativa trabalhou com apenas 5 dias de tempo de detenção e possuir uma área superficial de apenas 10,5  $m^2$ .

### 5.1.3 Análise Descritiva dos Parâmetros Monitorados em LMB e LM.

Os resultados através de estatística descritiva dos parâmetros monitorados em LMB e LM são mostrados na Tabela 19.

Tabela 19: Estatísticas descritivas dos parâmetros nos efluentes da LMB e LM.

Parâmetro	Tratamento	n	Média	Desvio Padrão	Mínimo	1Quartil	Mediana	3Quartil	Máximo
pH	LMB	27	8,3	0,4	7,7	8,1	8,3	8,4	9,2
	LM	27	8,5	0,5	7,8	8,1	8,5	9,0	9,7
Alcalinidade (mg/lCaCO <sub>3</sub> )	LMB	27	219,1	39,9	110	192	230	250	280
	LM	27	215	46,8	135	170	230,5	251	280
Turbidez (NTU)	LMB	27	90,3	36,3	16,1	65,1	87,8	108	167
	LM	27	107	42,2	17,3	87	110	127	190
Condutividade (mS/cm)	LMB	27	3,3	0,9	2,2	2,7	3	3,6	4,6
	LM	27	3,2	0,7	2,3	2,7	3,1	3,6	4,3
Temperatura (°C)	LMB	27	21,6	2,4	15	21	22	23	26
	LM	27	22,2	3,4	15	21	22	23	34
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	LMB	27	71,4	37,1	26	37	71	95	159
	LM	27	85	41,5	34	46	81	121	176
DQO <sub>T</sub> (mg/L)	LMB	27	196,07	52,52	76	161	203	215	324
	LM	27	223,59	56,41	92	201	216	256	344
DQO <sub>s</sub> (mg/L)	LMB	27	105,59	35,05	40	81	102	138	191
	LM	27	123,11	36,17	53	103	124	144	224
ST (mg/L)	LMB	27	2147,37	454,02	1386	1851	2019	2430	2932
	LM	27	2125,37	424,4	1365	1791	2053	2412	2901
STF (mg/L)	LMB	27	1822,22	392,23	1167	1550	1727	2145	2517
	LM	27	1813,19	367,4	1157	1570	1718	2082	2505
STV (mg/L)	LMB	27	328,37	120,26	120	260	304	362	698
	LM	27	311,89	77,11	168	246	322	392	428
SS (mg/L)	LMB	27	84,04	27,63	32	70	80	95	145
	LM	27	99,52	40,77	35	76	90	121	254
Clorofila a (mg/L)	LMB	26	0,075	0,099	0,003	0,011	0,033	0,096	0,352
	LM	26	0,14	0,137	0,003	0,035	0,103	0,203	0,454
Amônia (mg/L)	LMB	27	23,45	13,93	2,1	10,4	23,7	33,4	53,4
	LM	27	27,78	17,69	2,7	10,7	29,1	41,8	57,7
Nitrito (mg/L)	LMB	27	0,58	0,349	0,02	0,33	0,55	0,75	1,5
	LM	27	0,448	0,618	0,03	0,13	0,24	0,47	3,05
Nitrito (mg/L)	LMB	27	1,712	1,1	0,1	1,18	1,41	2,23	6,64
	LM	27	1,39	1,582	0,1	0,44	0,92	1,26	5,6
Fosfato (mg/L)	LMB	26	5,11	2,9	1,9	3,7	4,65	5,5	17,7
	LM	26	7,43	3,61	3,5	5,2	6,5	9,3	18,3
OD (mg/L)	LMB	27	0,607	0,524	0,2	0,3	0,44	0,72	2,29
	LM	27	0,52	0,349	0,07	0,22	0,38	0,8	1,2

## **pH e Alcalinidade**

O potencial hidrogeniônico afeta diretamente a solubilidade de muitos compostos e os valores deste afastados da neutralidade tendem a afetar as taxas de crescimento dos microrganismos.

O pH nas lagoas de maturação manteve-se em média acima de 8, com valores máximos de 9,2 e 9,7 para LMB e LM, respectivamente como mostra na Tabela 19. Os valores de pH nas lagoas influenciaram fortemente os processos de transformação de nitrogênio e fósforo.

A alcalinidade é a quantidade de íons na água que reagem para neutralizar os íons hidrogênio e seus constituintes são distribuídos em função do pH. O valor médio de alcalinidade como mostra a Tabela 19, foi de 209,1 e 215mgCaCO<sub>3</sub>/L para LMB e LM respectivamente. (Tabela 19).

## **Turbidez**

O efluente de LM apresentou-se mais turvo do que de LMB, apresentando valores médios de 107 NTU e 90,3 NTU, respectivamente. Estes valores de turbidez podem ser relacionados com a forma de seu constituinte responsável, que são os sólidos suspensos. Os sólidos suspensos encontraram-se em concentrações maiores na LM, provavelmente devido ao fato de que a LMB possui um tratamento diferenciado com material suporte para adesão da biomassa (Tabela 19).

## **Condutividade**

Os valores de condutividade estão associados à atividade iônica do meio, ou seja, quanto maior a quantidade de íons maior será o valor da condutividade. Os valores médios de condutividade foram de 3,3mS/cm e 3,2mS/cm para LMB e LM respectivamente. (Tabela 19). A condutividade teve valores semelhantes nas duas lagoas. Quanto mais alto o valor da condutividade menos próximo de águas naturais se encontra o efluente.

## Temperatura

Na Tabela 19, os resultados da temperatura do líquido atingiu valores médios de 21,6 e 22,2 °C para LMB e LM, respectivamente. A temperatura tem forte influência sob as reações químicas, biológicas, bem como na solubilidade dos gases (von SPERLING, 2005).

## Matéria Orgânica em termos da DBO<sub>5</sub> e DQO

No presente estudo, para LMB e LM operadas sob um TDH de apenas 10 dias os valores médios da concentração de DBO<sub>5</sub> foram: 71,4 mg/L e 85 mg/L, respectivamente (Tabela 19). Isto pode ser explicado pelo fato de que na LF o sistema operou com TDH de apenas 5 dias e com altas cargas de DBO<sub>5</sub> (Tabela 16). Porém, as eficiências de remoção de DBO<sub>5</sub> foram relativamente elevadas, 54,5% para LMB e 45,0% para LM (Tabela 20).

Os resultados da DQO solúvel no efluente das lagoas, ao longo do período de estudo, se encontram na Figura 13.

As altas concentrações de DQO<sub>s</sub> e DBO<sub>5</sub> no efluente das LMB e LM foram provavelmente devido aos elevados valores de DQO<sub>s</sub> e DBO<sub>5</sub> afluente uma vez que a LF possuía TDH de apenas 5 dias. Os valores médios de DQOs foram de 105,59 mg/L e 123,11 mg/L no efluente da LMB e LM, respectivamente. (Tabela 19). Em geral os valores de DQOt, DQOs, foram menores na LMB do que na LM.

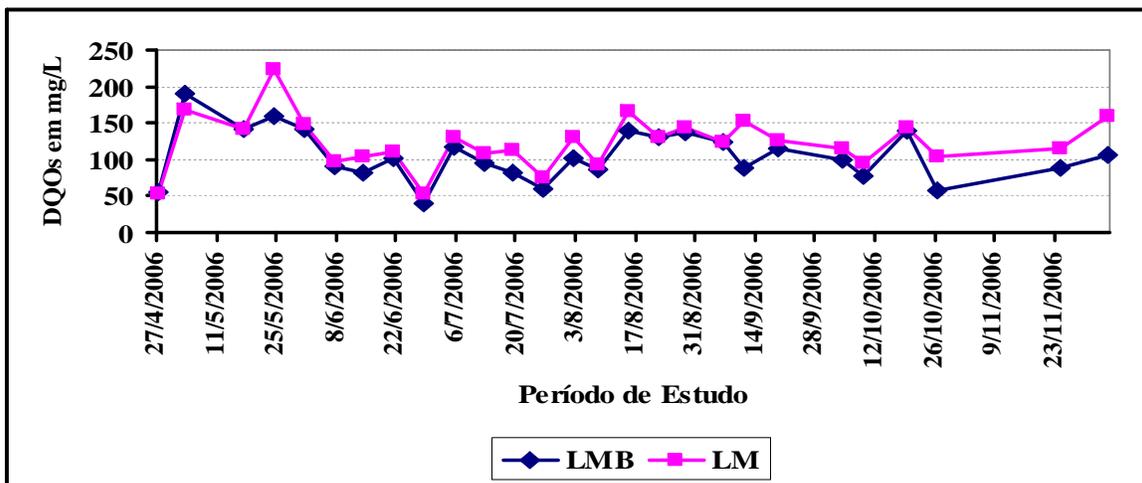


Figura 13: Comportamento da DQO solúvel em LMB e LM ao longo do período de Estudo.

BENTO (2005) verificou que houve um melhor desempenho na remoção de matéria orgânica quando aumentou o TDH de 10 para 20 dias no inverno. Neste estudo a concentração média de  $DBO_5$  nos efluentes da lagoa facultativa com biofilme (LB) foi de 27,9 mg/L e na lagoa facultativa controle (LF) foi de 34,5 mg/L. Quando se colocou em operação LB e LF com TDH de 10 dias do verão até o início do inverno, verificou-se que os valores médios de  $DBO_5$  foram de 45,8mg/L na LB e 60,5 mg/L na LF, respectivamente. A concentração de DQO solúvel foi inferior a 100 mg/L independente do TDH e da temperatura do ar nessas lagoas secundárias.

A Figura 14 mostra as eficiências de remoção de  $DBO_5$  e DQO para LMB e LM.

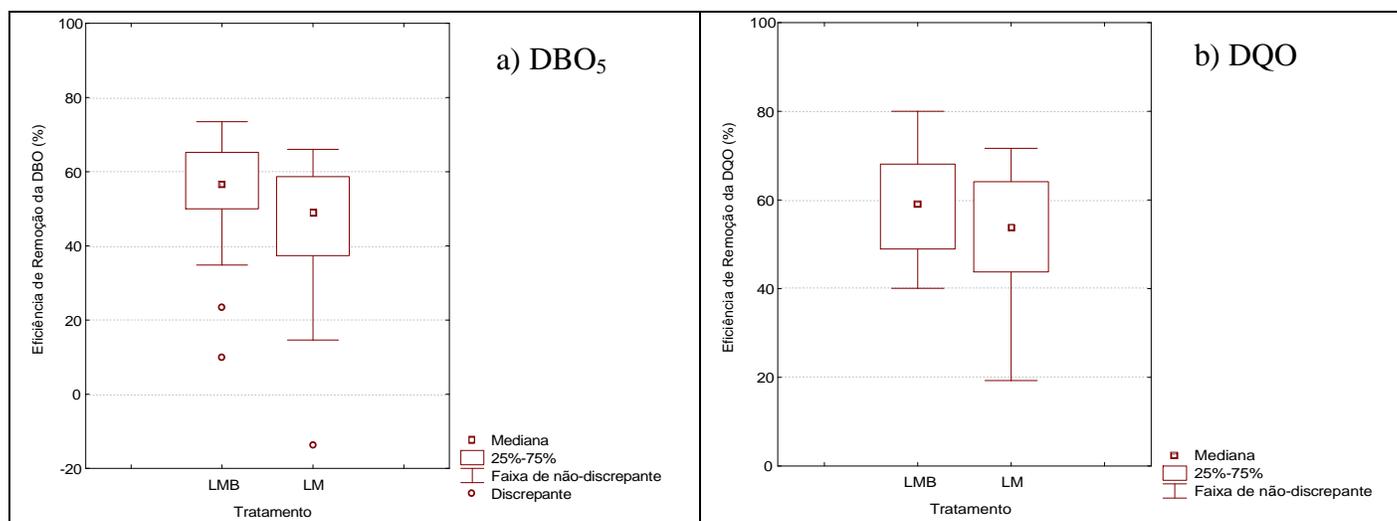


Figura 14: Eficiências de Remoção para LMB e LM em a)  $DBO_5$  e em b) DQO.

A lagoa de maturação com biofilmes apresentou-se mais eficiente do que a lagoa de maturação convencional. Com valores médios para  $DBO_5$  e DQO de 54,5% e 45 % e 59,3 % e 52,2% em LMB e LM, respectivamente. Os valores médios das eficiências de alguns parâmetros medidos em LMB e LM se encontram na Tabela 20. Os valores obtidos evidenciaram um melhor desempenho na LMB que na LM para remoção de matéria orgânica e nutrientes.

Tabela 20: Eficiência média em (%) dos sistemas de lagoas de maturação convencional e com biofilme.

Eficiências Tratamento		n	Média	Desvio Padrão	Mínimo	1Quartil	Mediana	3Quartil	Máximo
<b>DBO5</b>	LMB	27	54,5	14,6	10,1	50,0	56,5	65,2	73,5
	LM	27	45,0	18,6	-13,9	37,4	49,1	58,7	66,0
	Geral	54	49,7	17,2	-13,9	44,1	53,5	61,5	73,5
<b>DQO</b>	LMB	27	59,3	11,3	40,1	49,0	59,0	68,1	80,0
	LM	27	52,2	12,9	19,3	43,8	54,0	64,1	71,7
	Geral	54	55,8	12,5	19,3	45,7	55,9	66,6	80,0
<b>Amônia</b>	LMB	27	53,5	20,9	14,1	35,4	57,9	65,1	91,3
	LM	27	47,2	22,6	10,8	31,4	38,5	72,2	89,2
	Geral	54	50,3	21,8	10,8	32,7	48,6	68,8	91,3
<b>Fosfato</b>	LMB	26	70,7	20,4	4,3	60,0	78,3	83,4	90,1
	LM	26	55,2	32,3	-25,3	46,4	67,5	76,3	91,3
	Geral	52	62,9	27,9	-25,3	55,9	73,5	81,3	91,3

### Nutrientes (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e P-PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>)

Mais de 90% da amônia é volatilizada em pH de 10,5 a 20°C, enquanto um valor de pH inferior a 9 a 10°C, apenas 20% da amônia é volatilizada (von SPERLING, 1996).

A assimilação das formas nitrogenadas de matéria orgânica pelas algas é de menor importância em lagoas facultativas, apresentando um percentual de remoção de 10 a 20% (Von SPERLING, 1996). Em lagoas de maturação com biofilme o percentual de remoção tende a aumentar (PICOT *et al.*, 2006).

Os mecanismos de transformação da amônia em lagoas são, principalmente, a volatilização e incorporação pelas algas e, em menor intensidade, a oxidação/redução por meio de processo de nitrificação e desnitrificação. A transformação da amônia no sistema por meio de processo biológico de nitrificação e desnitrificação ocorreu com pequena intensidade. Provavelmente, a transformação ocorreu com maior intensidade devido aos processos de volatilização e incorporação pelas algas (não foi realizado nenhum ensaio para medir a volatilização, entretanto o pH permaneceu acima de 8 na média das amostras, o que favorece o processo da volatilização).

Mesmo com altas concentrações de matéria orgânica, os sistemas de lagoas de maturação diminuíram as concentrações de amônia em LF de 47,95mg/L para 23,45 mg/L e 27,78 mg/L na LMB e LM, respectivamente (Tabela 19).

O comportamento dos mecanismos de transformação da amônia, percentual de remoção total de amônia, percentual de amônia oxidada pelos processos biológicos de nitrificação/desnitrificação e percentual de amônia volatilizada e incorporada encontram-se na tabela 21.

Tabela 21: Transformação de amônia em LMB e LM.

	<b>Remoção média de amônia (%)</b>	<b>Amônia oxidada (%)</b>	<b>Amônia volatilizada e incorporada (%)</b>
<b>LMB</b>	53,5	5,22	48,28
<b>LM</b>	47,2	3,06	44,14

Na Figura 15, observa-se que a oxidação da amônia pelo processo da nitrificação/desnitrificação foi evidente no início do estudo, com valores máximos de  $\text{NO}_3^-$  6, 64 mg/L e 5,6 mg/L em LMB e LM, respectivamente. Em LM ocorreram as maiores concentrações de amônia ao longo de todo período estudado. O processo de nitrificação foi diminuindo ao longo do período de estudo devido provavelmente ao fato de que o sistema recebeu uma alta carga orgânica de seu afluente LF.

A Figura 16 evidencia que LMB foi mais eficiente para remoção de amônia do que LM. Os valores médios de eficiência foram de 53,5% e 47,2% para LMB e LM. (Tabela 20).

Segundo a Resolução CONAMA 357/05 para os padrões de lançamento de efluentes a concentração de nitrogênio amoniacal total deve ser no máximo de 20 mg/L de N.

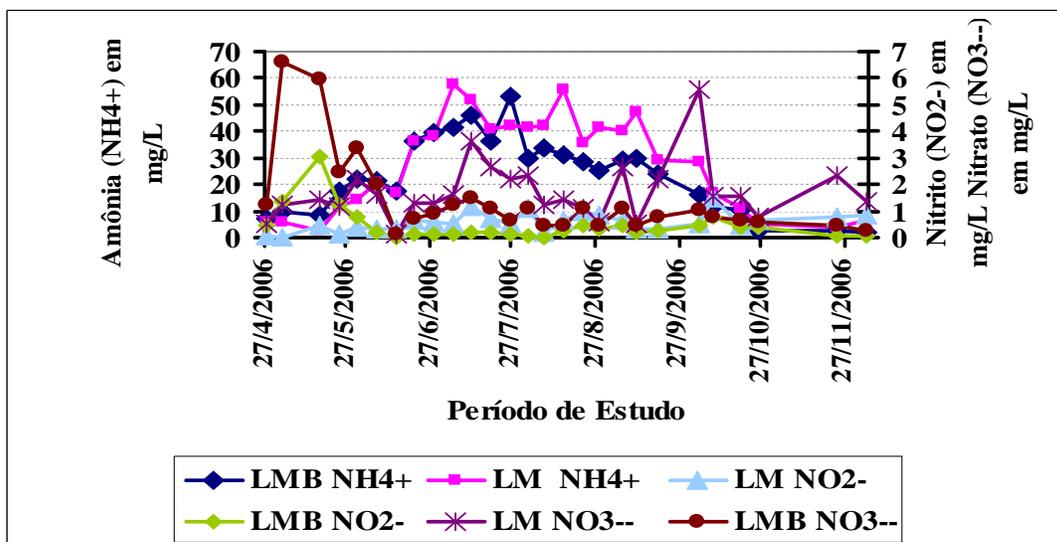


Figura 15: Comportamento da concentração de amônia, nitrito e nitrato em LMB e LM.

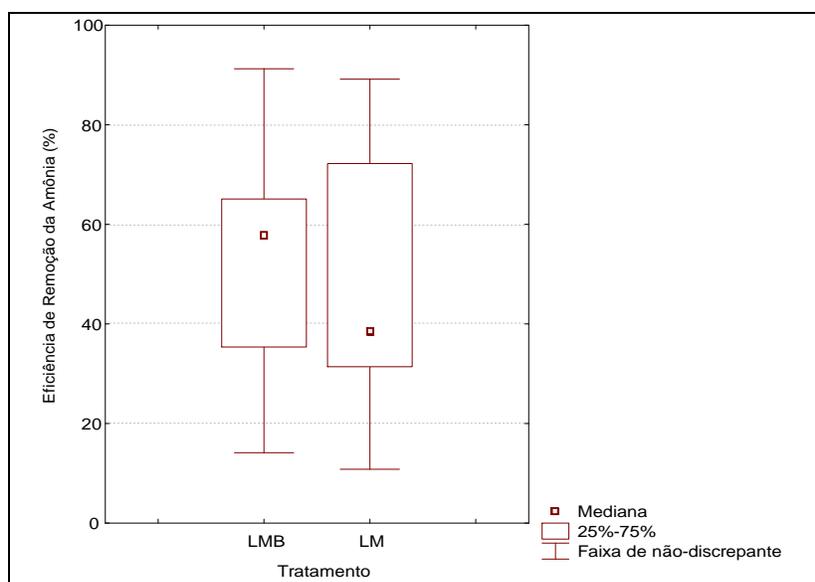


Figura 16: Eficiência de remoção da amônia em LMB e LM.

Os principais mecanismos de remoção do fósforo em lagoas de estabilização são a assimilação algal e a precipitação de fosfatos em condições de elevado pH. Os valores médios de fósforo foram de 5,11 mg/L e 7,43mg/L para LMB e LM, respectivamente (Tabela 19). A remoção de fosfatos provavelmente ocorreu pela precipitação devido ao elevado valor do pH, na grande maioria das amostras. A Figura 17 apresenta a eficiência de remoção de ortfosfato para LMB e LM. As melhores remoções de fósforo também foram

para LMB. A eficiência média foi de 70,7% e 55,2% para LMB e LM, respectivamente. (Tabela 20).

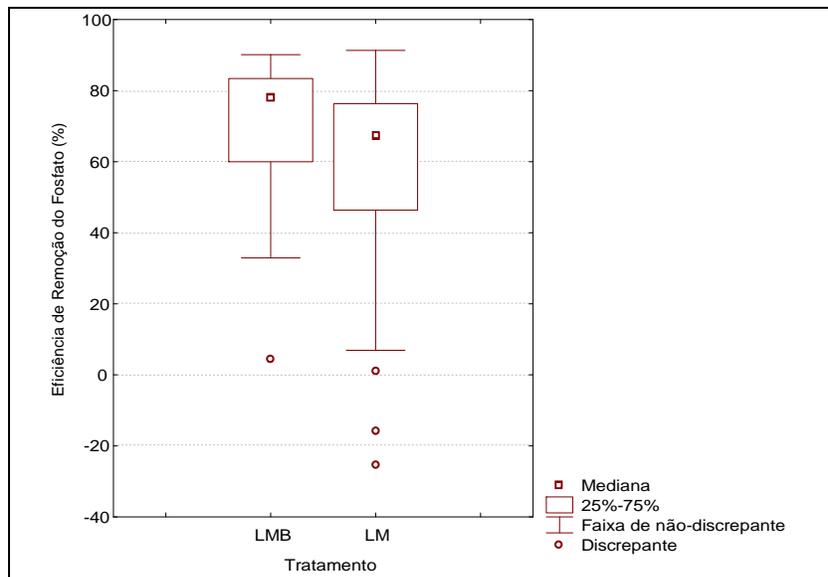


Figura 17: eficiência na remoção de fosfato para LMB e LM.

### Série de Sólidos

Os sólidos podem ser classificados de acordo com seu tamanho e estado, suas características químicas e sua decantabilidade (von SPERLING, 1996).

### Sólidos Totais, Sólidos Totais Fixos, Sólidos Totais Voláteis.

Os sólidos totais são os sólidos dissolvidos, sólidos em suspensão e sólidos coloidais. Os valores de toda essa série de sólidos em média foram parecidos na LMB e LM. Os sólidos totais fixos representam à matéria inorgânica e mineral ao passo que os sólidos totais voláteis representam uma estimativa da matéria orgânica (Tabela 19).

## Clorofila a e Sólidos Suspensos

A Figura 18 mostra o comportamento ao longo do tempo das variáveis clorofila a (mg/L) e sólidos suspensos (mg/L). A maior fração dos sólidos suspensos nas lagoas foi promovida pela biomassa fitoplantônica, considerando que a biomassa algal corresponde a cem vezes a concentração de clorofila a (JORDÃO e PESSOA, 1995).

Na presença de suportes para a fixação, a biomassa planctônica entra em competição pelo crescimento perifítico, com tendência a reduzir a densidade de microrganismos em suspensão. Neste caso observa-se uma pequena redução no mês de novembro.

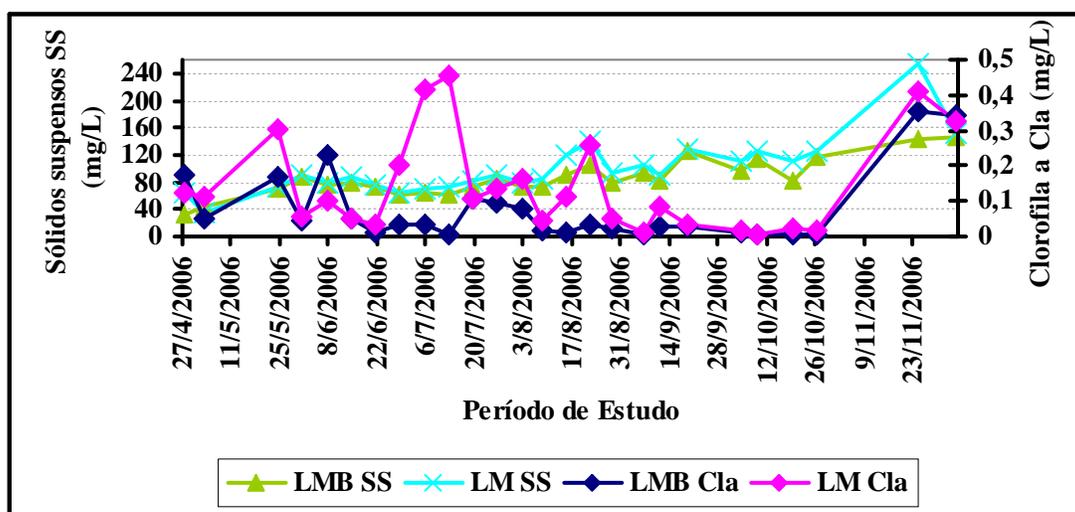


Figura 18: Clorofila a e sólidos suspensos verificados ao longo do período.

## Oxigênio Dissolvido

A tabela 19 mostra as concentrações médias, mínimas e máximas de oxigênio dissolvido em LMB e LM. Provavelmente o fato que explica as maiores concentrações de OD para LMB nos meses 08, 09 e 10 é que ocorreu o aumento na atividade fotossintética e conseqüente aumento da produção de oxigênio com a redução dos sólidos. Na figura 19 observa-se o comportamento entre clorofila a e OD; verifica-se que com aumento da fotossíntese gera conseqüentemente o aumento da produção de oxigênio pelas algas.

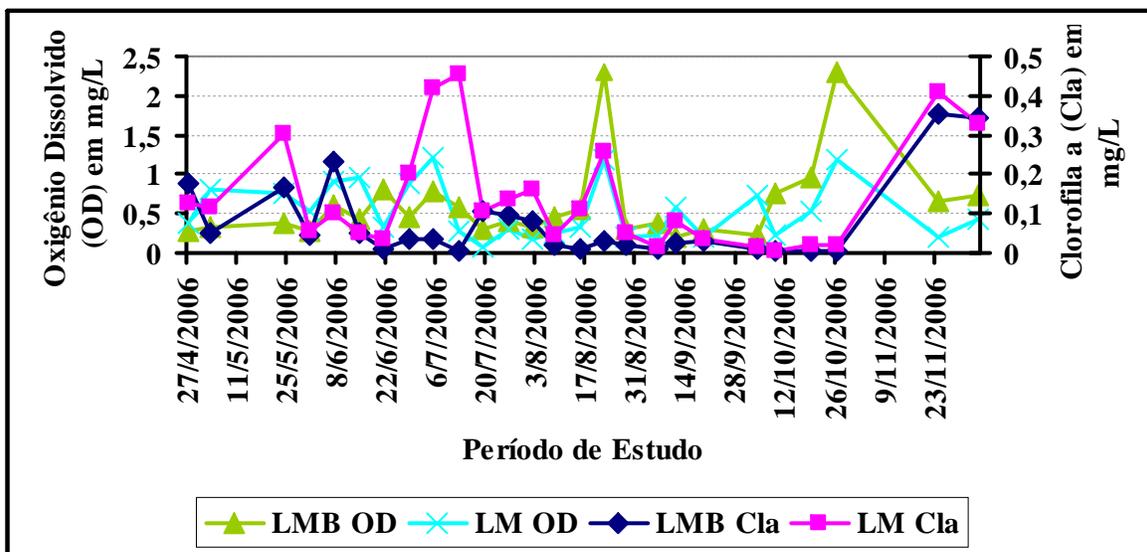


Figura 19: Clorofila a e Oxiênio Dissolvido em LMB e LM.

### 5.1.3.1 Indicadores Bacteriológicos

#### Coefficiente de Decaimento Bacteriano

Von SPERLING (1996), destaca que o coeficiente de decaimento não deveria variar com o modelo hidráulico, representando apenas o decaimento dos coliformes, de acordo com sua cinética. No entanto, a condição inadequada dos regimes hidráulicos idealizados para representar de forma perfeita as condições hidrodinâmicas da lagoa leva os desvios que ocorrem na prática como:

No regime de mistura completa, os coeficientes são maiores do que os determinados puramente segundo a cinética.

No regime de fluxo pistão, os coeficientes obtidos experimentalmente são menores do que os puramente determinados segundo a cinética.

Para von SPERLING (1996), os valores típicos de  $K_b$  para lagoas de maturação de mistura completa em série variam de 0,6 até 1,2 ( $d^{-1}$ ) e para fluxo disperso de 0,4 até 0,7 ( $d^{-1}$ ).

Na tabela 22 estão os resultados dos valores do coeficiente de decaimento bacteriano  $K_b$  para este estudo.

Tabela 22: Valores dos coeficientes de decaimento bacteriano para LMB e LM baseado nas densidades médias.

Parâmetro		Coeficiente Decaimento Bacteriano		
		TDH	Mistura Completa	Fluxo Pistão
<i>Coliformes totais</i> (NMP/100mL)	LMB	10	0,075	0,14
	LM		0,089	0,22
<i>Coliformes fecais</i> (NMP/100mL)	LMB		0,092	0,26
	LM		0,091	0,24

Os valores dos coeficientes de decaimento bacteriano para lagoas de mistura completa e fluxo pistão neste estudo foram menores do que geralmente se encontra na literatura devido o TDH e número de lagoas serem diferenciados.

A Tabela 23 apresenta a análise descritiva dos indicadores bacteriológicos Coliformes totais e fecais, valores máximo, médio, mínimo, mediana, 3 quartil, 1 quartil, desvio padrão.

Tabela 23: Valores de coliformes totais e fecais da análise descritiva para LMB e LM.

Parâmetro	Tratamento	n	Média	Desvio Padrão	Mínimo	1Quartil	Mediana	3Quartil	Máximo
<i>Col. Totais</i> (NMP/100mL)	LMB	15	6,16E+05	6,88E+05	1,11E+02	1,44E+05	4,11E+05	9,14E+05	2,42E+06
	LM	15	2,85E+05	4,05E+05	1,00E+02	4,98E+04	1,67E+05	2,42E+05	1,56E+06
<i>Col. Fecais</i> (NMP/100mL)	LMB	15	3,03E+04	2,41E+04	1,00E+03	7,40E+03	2,52E+04	5,56E+04	7,43E+04
	LM	15	3,56E+04	4,17E+04	2,00E+03	5,20E+03	1,50E+04	5,98E+04	1,57E+05

Os principais parâmetros que influenciam a remoção de bactérias nas lagoas são: TDH, temperatura, elevado pH, oxigênio dissolvido, alta radiação solar (raios UVB).

BENTO (2005) trabalhou com dois diferentes TRH (10, 20 dias) em lagoas facultativas e verificou que com TRH de 20 dias a densidade de *Coliformes fecais* foi menor, comprovando o efeito da redução de bactérias termotolerantes quando expostas a um TRH maior.

Os valores médios de NMP/100mL de *Coliformes fecais* foram menores em LMB como mostra a tabela 23. Já para os coliformes totais LM apresentou menor valor. A Figura 20 apresenta o comportamento do pH, temperatura, OD e Coliformes fecais.

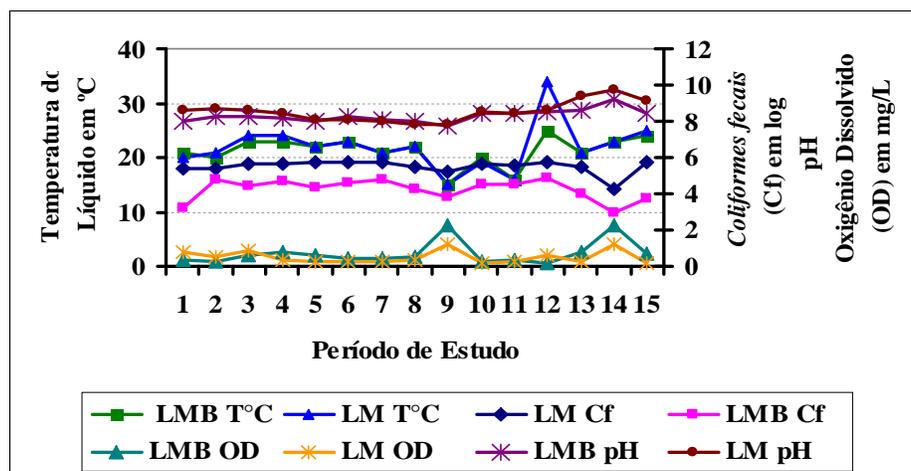


Figura 20: Evolução de pH, OD, temperatura do líquido e *Coliforme fecais* ao longo do estudo.

A remoção de organismos patogênicos provavelmente ocorreu na lagoa com biofilme em estudo, devido a pequena diferença dos valores de pH, oxigênio dissolvido e temperatura do líquido. De acordo com a Figura 20, a remoção de organismos patogênicos identificados por meio do parâmetro *Coliformes fecais* ocorreu quando a temperatura do líquido e o OD apresentaram valores um pouco maiores e vice-versa. A remoção pode ter ocorrido também por predação dos microorganismos, entre outros.

Na tabela 24 encontra-se a avaliação da eficiência na remoção de patogênicos em termos de porcentagem.

Tabela 24: Eficiência (%) dos patogênicos em LMB e LM para todo o período de estudo.

Eficiências	Tratamento	n	Média	Desvio Padrão	Mínimo	1Quartil	Mediana	3Quartil	Máximo
Col. totais	LMB	15	57,9	28,2	13,1	33,0	49,6	90,0	94,1
	LM	15	76,7	25,8	16,5	66,3	90,0	95,3	98,0
	Geral	30	67,3	28,2	13,1	44,5	79,4	91,0	98,0
Col. fecais	LMB	15	92,5	5,5	78,0	88,8	93,6	96,0	99,3
	LM	15	91,1	8,0	73,0	84,5	93,9	97,2	99,4
	Geral	30	91,8	6,8	73,0	88,1	93,8	96,7	99,4

Os máximos valores de eficiência na remoção de Coliformes fecais foram de 99,3% para LMB e 99,4% para LM, respectivamente. A eficiência na remoção de Coliformes totais foi maior na LM, atingindo valores máximos de 98%.

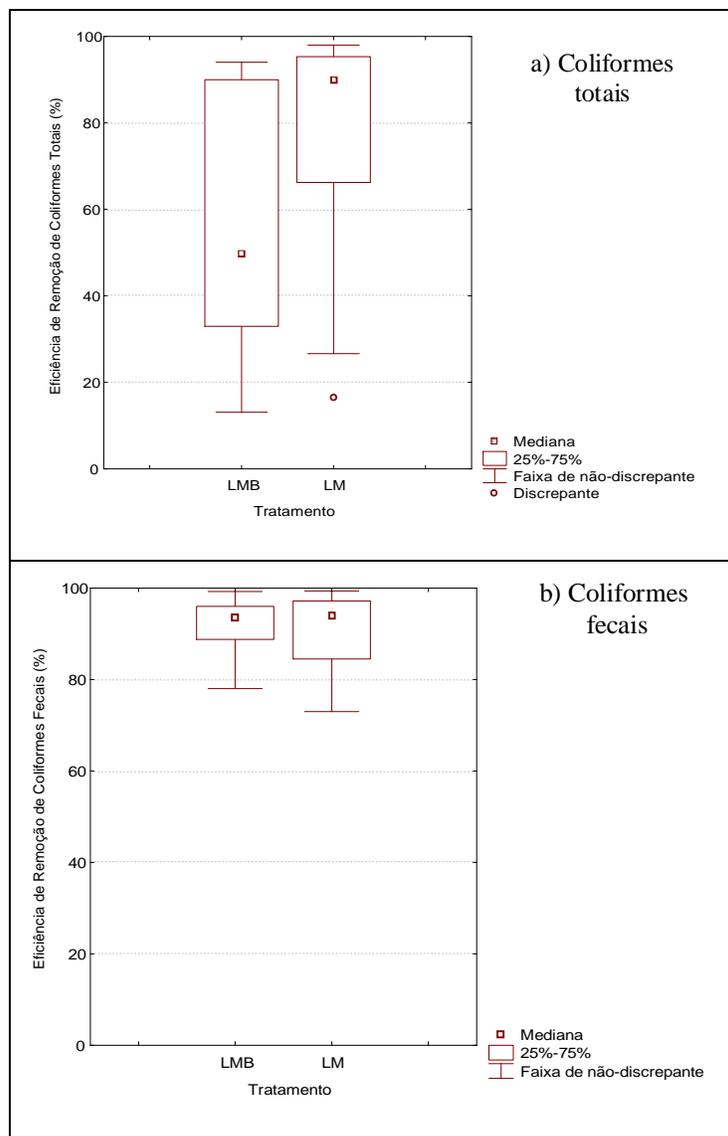


Figura 21: Gráficos Box plot para eficiência de a) Coliformes totais e b) Coliformes fecais.

A Figura 21 (a) apresenta um maior desvio padrão para LMB se comparado a LM. Verifica-se na Figura 21 (b) ocorreu um desvio padrão um pouco maior em LM.

Portanto, ambas as lagoas de maturação, mostraram-se eficientes na remoção de coliformes fecais.

### 5.1.4 Condições Climáticas

Os dados de temperatura, precipitação e evaporação foram obtidos na Estação Meteorológica São José – SC (Grande Florianópolis) (latitude de 27°36'07", longitude de 48°37'11" e altura de 2 metros) da Epagri/Inmet – Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina S.A./Instituto Nacional de Meteorologia. Na Tabela 25 encontram-se as médias anuais de temperatura, precipitação e evaporação.

Tabela 25: Dados climatológicos cedidos pela Epagri.

Parâmetro	Média	Desvio Padrão	Máximo	Mínimo
Temperatura (°C)	20,31	2,69	25,44	17,55
Evaporação piché (mm)	98,99	19,5	133,1	65,2
Precipitação pluviométrica (mm)	75,69	57,9	242,4	35,2

A precipitação e a evaporação têm uma grande influência sobre a contribuição no regime hídrico das lagoas. Percebe-se na Figura 22, que os meses que mais interferiram no regime hídrico das lagoas foram outubro e novembro. Na Tabela 25 a máxima precipitação marca 242,4 mm que coincide com o ponto máximo em novembro de 2006.

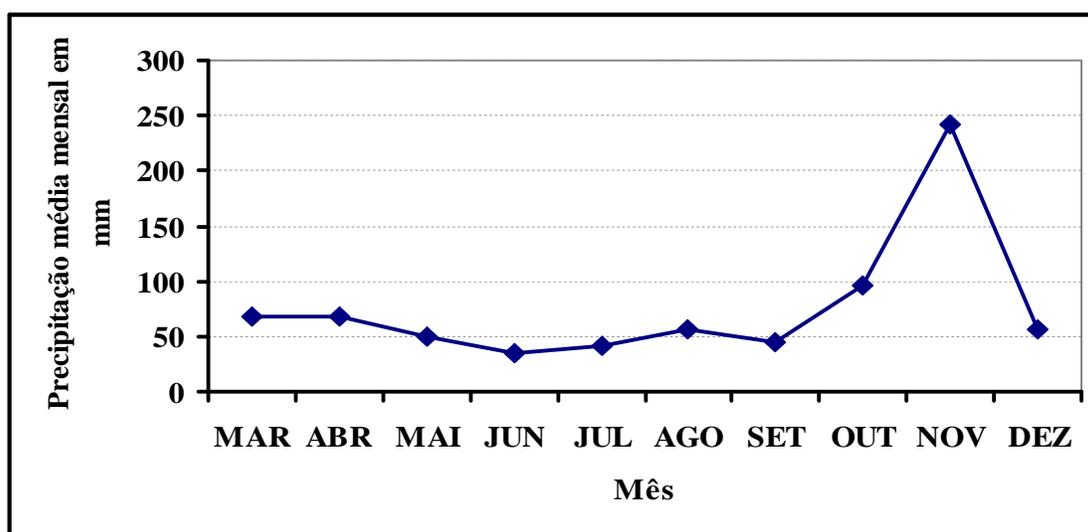


Figura 22: Precipitação média mensal observada em 2006.

A evaporação alcançou seu máximo valor em março quando a temperatura do ar também alcançou 25,44 °C (Figura 23).

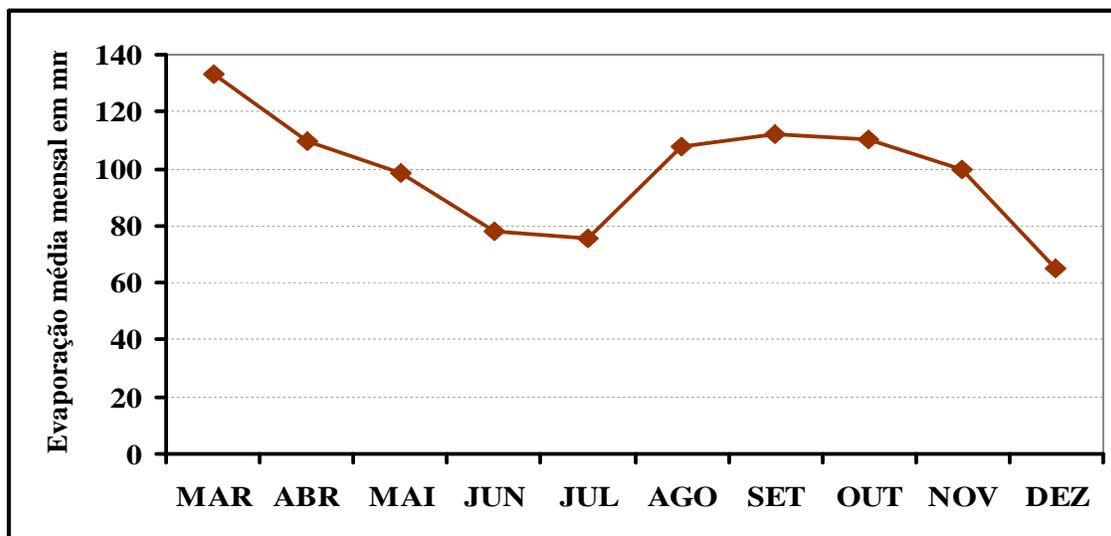


Figura 23: Evaporação média mensal observada em 2006.

A temperatura do ar exerce forte influência na evaporação. A análise dos dados climatológicos obtidos em 2006 permite afirmar que, mesmo com temperaturas mais amenas, a região de Florianópolis possui condições convenientes para o tratamento de esgotos sanitários através de lagoas de estabilização. A Figura 24 apresenta as médias mensais de temperatura do ar no ano de 2006.

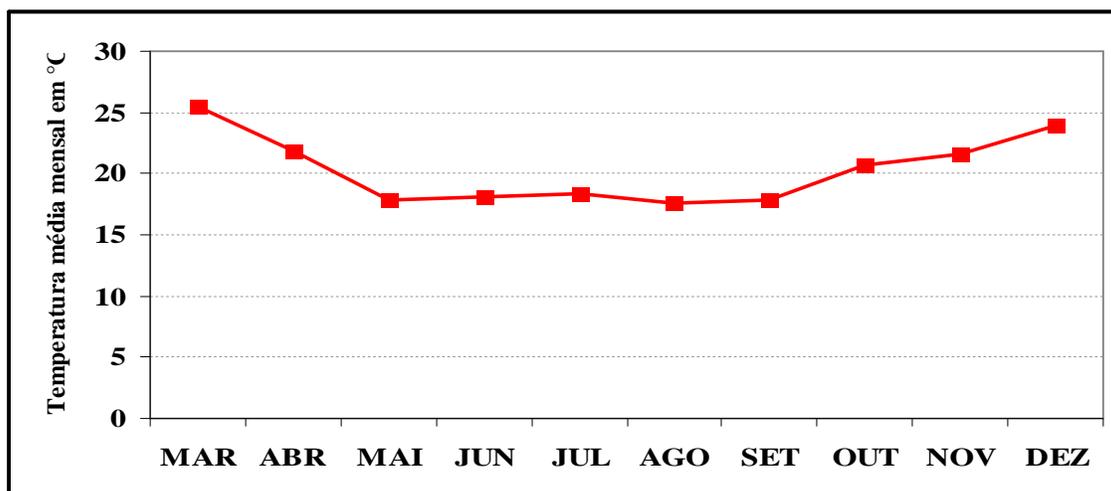


Figura 24: Temperatura média mensal do ar observada em 2006.

A intensidade solar variou em todo período de estudo afetando sempre a atividade fotossintética das algas (Figura 25). Segundo ESTEVES (1998) a radiação ao penetrar na coluna d'água, é submetida à profundas alterações, tanto na intensidade quanto na qualidade espectral. Estas alterações dependem de vários fatores, dentre eles destacam-se a concentração de material dissolvido e a concentração de material em suspensão.

Na coluna d'água a radiação que não é prontamente absorvida, é dispersada uma ou mais vezes antes de ser absorvida.

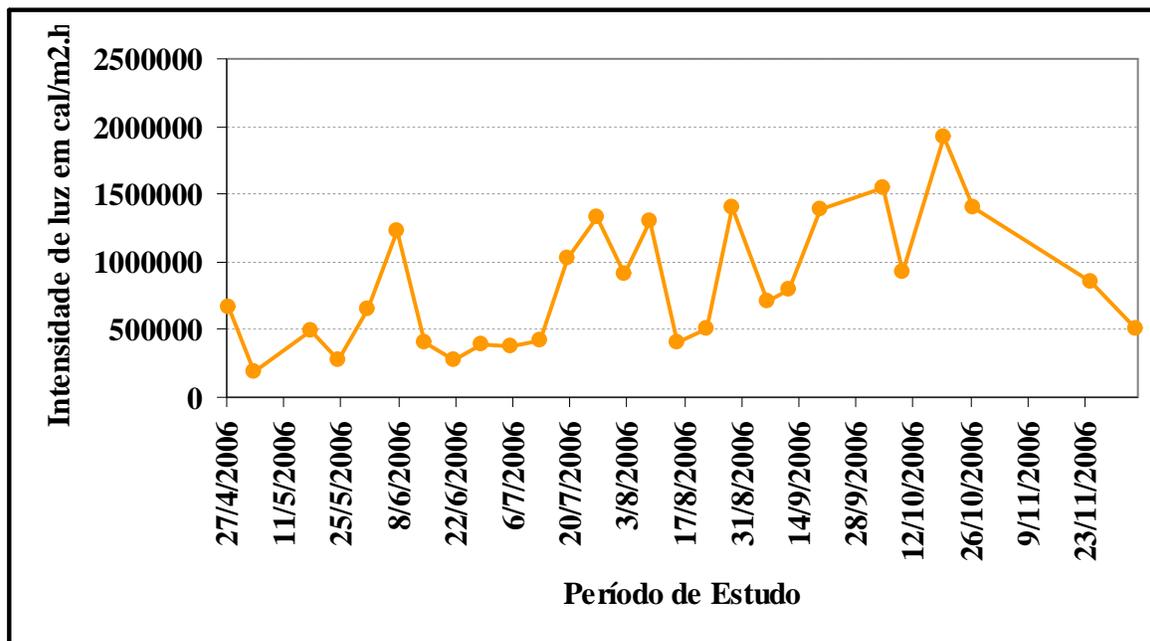


Figura 25: Intensidade de luz solar medidas ao longo do período de estudo.

### 5.1.5 Parâmetros de Campo

Do ponto de vista ótico, a transparência da água pode ser considerada o oposto da turbidez. Em relação à transparência do disco de *Secchi*, este apresentou valores sempre superiores para LMB. Isto pode ser notado na Tabela 26, que mostra valores máximos de 30 cm para LMB e 20 cm para LM. Isto se deve a que os sólidos em suspensão sempre foram maiores em LM. Os valores médios foram de 15,7 cm para LMB e 13,26 cm para LM.

A vazão é um dos critérios mais importantes que se utiliza ao projetar uma estação de tratamento de esgoto. A vazão serve tanto para o dimensionamento das unidades do sistema de tratamento, quanto para o estudo de autodepuração e enquadramento na legislação vigente.

Segundo von SPERLING (1996), as variações de vazão do esgoto acontecem ao longo do dia, da semana e do ano.

A vazão foi verificada (medida) e registrada (controlada) durante todo o experimento. Na Tabela 26 pode ser observadas as médias de vazão registrada e de vazão verificada, e a diferença entre a vazão registrada e verificada.

A vazão registrada foi ajustada todos os dias para atender o tempo de detenção hidráulica do sistema e também para garantir o funcionamento dos filtros de pedra (objeto de outro estudo).

Tabela 26: Estatísticas descritivas dos parâmetros de campo.

Parâmetro	Tratamento	n	Média	Desvio Padrão	Mínimo	1Quartil	Mediana	3Quartil	Máximo
Disco de Sechi (cm)	LF	27	9,33	1,54	7	8	9	10	13
	LMB	27	15,7	4,14	9	13	15	17	30
	LM	27	13,26	3,22	5	12	12	15	20
Vazão Verificada (mL/min.)	LF	27	1242,48	307,3	100	1150	1250	1350	2000
	LMB	27	431,85	87,49	180	420	450	490	540
	LM	27	433,96	85,05	200	400	450	490	550
Vazão Registrada (mL/min.)	LF	27	1526	0	1526	1526	1526	1526	1526
	LMB	27	527	0	527	527	527	527	527
	LM	27	527	0	527	527	527	527	527
Perda de vazão (mL/min.)	LF	27	283,52	307,3	-474	176	276	376	1426
	LMB	27	95,15	87,49	-13	37	77	107	347
	LM	27	93,04	85,05	-23	37	77	127	327

A perda de vazão no sistema ocorreu possivelmente por problemas operacionais e processos de evaporação.

Em estudos de ARAUJO *et al.* (2003), os resultados mostram que a vazão média do sistema no período de estudo (3500 m<sup>3</sup>/dia), foi cerca de 60% inferior àquela de projeto (8200

m<sup>3</sup>/dia), resultando, conseqüentemente, em um tempo de detenção hidráulica total no sistema de cerca de 55 dias.

## 5.2 ANÁLISE INFERENCIAL

### 5.2.1 Anova

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 e do teste de comparação múltipla de TUKEY para as eficiências de remoção. O teste de TUKEY organiza as médias, gerando agrupamentos que são representados pelas letras que são atribuídas para cada média. Sendo que letras iguais representam que as médias não possuem diferenças estatísticas significativas.

Tabela 27: Resultados da ANOVA para as eficiências de remoção.

<b>Eficiências</b>	<b>Tratamento</b>	<b>n</b>	<b>Média</b>	<b>Erro Padrão</b>	<b>Valor p</b>
<b>DBO</b>	LM	27	45,0 a	3,6	0,0415
	LMB	27	54,5 b	2,8	
<b>DQO</b>	LM	27	52,2 a	2,5	0,0363
	LMB	27	59,3 b	2,2	
<b>Amônia</b>	LM	27	47,2 a	4,3	0,2875
	LMB	27	53,5 a	4,0	
<b>Fosfato</b>	LM	26	55,2 a	6,3	0,0441
	LMB	26	70,7 b	4,0	
<b>Col. Totais</b>	LM	15	76,7 a	6,7	0,0681
	LMB	15	57,9 a	7,3	
<b>Col. Fecais</b>	LM	15	91,1 a	2,1	0,5649
	LMB	15	92,5 a	1,4	

Pela Tabela 27 pode-se concluir, ao nível de significância de 0,05 (5%), que houve diferença significativa estatisticamente nas eficiências médias de remoção nos parâmetros DBO, DQO e Fosfato, sendo que o tratamento LMB foi em média mais eficaz que LM.

Verifica-se também que não houve diferença estatisticamente significativa entre os tratamentos para Amônia, Col. Fecais e Col. Totais, porém neste último a significância foi marginal (próxima a 0,05).

Tabela 28: Resultados da ANOVA para os parâmetros de campo.

Campo	Tratamento	n	Média	Erro Padrão	Valor p
Disco de Sechi (cm)	LF	27	9,3 a	0,3	<0,0001
	LMB	27	15,7 b	0,8	
	LM	27	13,3 c	0,6	
Perda de Vazão mL/min.	LF	27	283,5 a	59,1	0,0003
	LMB	27	95,1 b	16,8	
	LM	27	93,0 b	16,4	

Pela Tabela 28 anterior pode-se concluir ao nível de significância de 0,05 (5%), que houve diferença significativa estatisticamente no disco de Sechi, sendo que o valor médio de todos os tratamentos são distintos, o maior valor médio do disco de Sechi ocorreu para LMB. Da mesma forma ocorreu diferença estatisticamente significativa na perda de vazão, sendo que em LF houve a maior perda de vazão média, não existindo diferença entre os valores médios de LM e LMB.

### 5.2.2 Correlação

Na tabela 29 estão apresentados os resultados dos testes de normalidade (Teste *Shapiro-Wilk*), com base na estatística W, e significa que se o teste for significativo ( $p < 0,05$ ), rejeita-se a hipótese que os dados têm distribuição normal.

Tabela 29: Resultados do teste de normalidade Shapiro-Wilk.

Parâmetro	Valor p	
	LM	LMB
pH	0,3023	<b>0,0509</b>
Alcalinidade (mg/ICaCO <sub>3</sub> )	<b>0,0239</b>	<b>0,0569</b>
Turbidez (NTU)	0,5813	0,7117
Condutividade (mS/cm)	0,1939	<b>0,0083</b>
Temperatura (°C)	<b>0,0019</b>	<b>0,0075</b>
ST (mg/L)	0,4936	0,1055
STF (mg/L)	0,3698	0,0976
STV (mg/L)	0,2411	<b>0,0200</b>
SS (mg/L)	<b>0,0003</b>	0,3416
Clorofila a (mg/L)	<b>0,0007</b>	<b>&lt;0,0001</b>
Amônia (mg/L)	<b>0,0312</b>	0,6268
Fosfato (mg/L)	<b>0,0005</b>	<b>&lt;0,0001</b>
Col. Totais (NMP/100mL)	<b>0,0001</b>	<b>0,0043</b>
Col. Fecais (NMP/100mL)	<b>0,0018</b>	0,2320
OD (mg/L)	<b>0,0052</b>	<b>&lt;0,0001</b>
Col. Totais em log	<b>0,0014</b>	<b>0,0004</b>
Col. Fecais em log	0,8029	<b>0,0592</b>
Intensidade de Luz (cal/m <sup>2</sup> .h.)	<b>0,0530</b>	<b>0,0530</b>

Destacados em vermelho estão os valores p que foram significativos e, portanto para os respectivos rejeita-se a hipótese nula que os dados possuem distribuição normal. Em negrito, os valores p são estatisticamente marginais, indicando uma tendência de rejeitar a normalidade dos dados. Visto que a maioria dos dados rejeitou a normalidade da distribuição, a correlação mais apropriada é a não-paramétrica denominada de *Spearman*. Os resultados dessa análise estão apresentados na Tabela 30.

Tabela 30: Resultados da correlação de *Spearman* entre os parâmetros de LF, LMB e LM.

	pH	Alcalinidade (mg/L)	Temperatura (°C)	Clorofila a (mg/L)	OD (mg/L)	Intensidade de Luz cal/m <sup>2</sup> .h.
Turbidez (NTU)	0,348	0,285	0,150	<b>-0,553</b>	-0,139	<b>0,691</b>
Condutividade (mS)	0,335	<b>0,385</b>	0,132	<b>-0,490</b>	<b>0,451</b>	-0,095
ST (mg/L)	0,208	<b>0,454</b>	0,073	<b>-0,487</b>	<b>0,394</b>	-0,068
STF (mg/L)	0,252	<b>0,457</b>	0,060	<b>-0,482</b>	<b>0,420</b>	-0,075
STV (mg/L)	-0,026	<b>0,526</b>	0,138	-0,326	0,226	-0,020
SS (mg/L)	<b>0,390</b>	0,119	0,155	-0,293	-0,214	<b>0,536</b>
Amônia (mg/L)	<b>-0,669</b>	<b>0,604</b>	-0,130	0,140	-0,243	-0,024
Fosfato (mg/L)	-0,005	-0,174	<b>0,414</b>	0,098	0,012	0,222
Col. Totais (UFC/100ml)	-0,070	-0,005	<b>0,579</b>	-0,179	-0,300	0,307
Col. Fecais (UFC/100ml)	-0,373	-0,047	0,313	0,141	0,104	-0,161
logCol. Totais	-0,070	-0,005	<b>0,579</b>	-0,179	-0,300	0,307
logCol. Fecais	-0,373	-0,047	0,313	0,141	0,104	-0,161
Intensidade de Luz (cal/m <sup>2</sup> .h.)	0,302	0,077	0,091	<b>0,522</b>	-0,243	–

Estão destacadas as correlações não-paramétricas de *Spearman* que foram significativas ( $p < 0,05$ ). A correlação mediu a linearidade entre dois parâmetros, se for positiva indicou que o aumento de um parâmetro climático fez aumentar o parâmetro em estudo. Se a correlação for negativa, o aumento de um parâmetro climático fez uma diminuição do parâmetro em estudo. A interpretação do valor da correlação está apresentada na Tabela 31.

Tabela 31: Interpretação dos valores de correlação.

Valor	-1	-0,75	-0,50	-0,25	0	+0,25	+0,50	+0,75	+1
Interpretação	forte	média- forte	média	média- fraca	Sem correlação	média- fraca	média	média- forte	forte

A correlação estatística confirmou o que foi proposto anteriormente como justificativa dos resultados. Por este fato, se fez necessário a interpretação dos dados não só em termos estatísticos, mas também em termos químicos, físicos e biológicos.

À medida que a temperatura aumentou, a concentração de amônia diminuiu porque a solubilidade dos gases diminuiu quando a temperatura aumentou. Quando o pH aumentou, o  $\text{PO}_4^{3-}$  diminuiu por ocorrência de precipitação.

A intensidade de luz aumentou e conseqüentemente os sólidos suspensos e clorofila a aumentaram sua concentração. Desta forma, a fotossíntese foi favorecida pela proliferação de algas.

Quando o pH aumentou a concentração de espécie gasosa de amônia também aumentou e volatilizou com altas temperaturas.

Em águas muito alcalinas e com a presença de compostos amoniacaais, ocorre a formação de de amônia- $\text{NH}_4^+$ , a fração ionizada, como também da amônia- $\text{NH}_3^+$ , a fração não ionizada. Isso é explicável pela parcial ou não realização do ciclo de nitrogênio, visto que o sistema se apresentou em alguns momentos com níveis de pH acima dos toleráveis pelos microrganismos nitrificantes, ou seja, maiores que 8,0.

A temperatura teve uma correlação média positiva com os *Coliformes totais* (Tabelas 30 e 31). Desta forma, no presente estudo os altos e baixos valores de temperatura influenciaram também no processo de remoção de Coliformes.

A intensidade de luz correlacionou-se negativamente com *Coliformes fecais*, indicando que com seu aumento as concentrações destes diminuíram comprovando a real efetividade da radiação UV no processo de remoção.

A concentração de algas aumentou quando a intensidade luminosa também se elevou desta forma, evidenciando-se a influência do período luminoso na atividade fotossintética das algas.

## 5.3 COMUNIDADE PLANCTÔNICA

A Tabela 32 apresenta as datas em estudo, a frequência e a abundância dos microrganismos. Destacando-se as espécies *Euglena* spp, *Phacus* spp, *Chlamydomonas* spp, *Chlorella* spp. Cabe ressaltar aqui, que os gêneros típicos que conferem a cor verde e geralmente indicam uma boa condição são: *Chlamydomona*, *Euglena* e *Chlorella*, sendo que os dois primeiros gêneros tendem a ser dominantes nos períodos mais frios. Já as *Euglenas* têm grande facilidade de adaptação à diferentes condições climáticas (JORDÃO e PESSOA, 1995).

Tabela 32: Densidade e presença de microrganismos verificados no efluente de LF, LMB e LM.

Data	Tipo de Lagoa	Freqüentes	Numerosos	Presença
3/05/2006	LF	Euglenophyta NI	EuglenophytaNI <i>Chlorella</i> spp	EuglenophytaNI <i>Chlorella</i> spp
	LMB	Clorophyta	<i>Scenedesmus</i> sp. <i>Chlorella</i> spp <i>Euglena</i> sp.	<i>Chlamydomonas</i> spp <i>Merismopedia</i> <i>Paramecium</i> sp.
	LM	<i>Chlorella</i> spp <i>Chlamydomonas</i> spp	<i>Euglena</i> sp. <i>Chlorella</i> spp <i>Chlamydomonas</i> spp	<i>Merismopedia</i>
7/06/2006	LF	<i>Chlorella</i> spp	<i>Euglena</i> sp. <i>Chlorella</i> spp <i>Chlamydomonas</i> spp <i>Phacus</i> sp.	<i>Oscillatoriales</i>
	LMB	Clorophyta	<i>Scenedesmus</i> sp. <i>Chlorella</i> spp <i>Euglena</i> sp <i>Phacus</i> sp. <i>Leptocinclis</i> sp.	<i>Navícula</i> spp. <i>Oscillatoriales</i>
	LM	Clorophyta	<i>Chlorella</i> spp <i>Euglena</i> sp <i>Phacus</i> sp.	<i>Scenedesmus</i> sp. <i>Chlamydomonas</i> spp
26/07/2006	LF	Euglenophyta Clorophyta	<i>Chlorella</i> spp <i>Euglena</i> sp <i>Phacus</i> sp.	<i>Chlamydomonas</i> spp
26/07/2006	LM	Clorophyta Euglenophyta	<i>Scenedesmus</i> sp. <i>Chlorella</i> spp <i>Euglena</i> sp.	<i>Chlamydomonas</i> spp

15/08/2006	LF	Euglenophyta	<i>Chlorella spp</i> <i>Euglena sp</i>	<i>Leptocinclis sp.</i>
	LMB	<i>Chlamydomonas</i> spp	<i>Navícula spp.</i> <i>Chlorella spp</i> <i>Euglena sp</i> <i>Phacus sp.</i>	<i>Oscillatoriales</i>
	LM	Euglenophyta	<i>Chlorella spp</i> <i>Euglena sp</i> <i>Navícula spp.</i>	<i>Chlamydomonas</i> spp
6/09/2006	LF	Clorophyta Euglenophyta	<i>Chlorella spp</i> <i>Euglena sp</i>	<i>Leptocinclis sp.</i>
	LMB	Clorophyta Euglenophyta	<i>Navícula spp.</i> <i>Chlorella spp</i> <i>Euglena sp</i> <i>Phacus sp.</i>	<i>Oscillatoriales</i>
	LM	Clorophyta	<i>Chlorella spp</i> <i>Euglena sp</i>	<i>Pandorina sp.</i>
4/10/2006	LF	Clorophyta Euglenophyta Bacillarophyta NI	<i>Chlorella spp</i> <i>Euglena sp</i>	<i>Navícula spp.</i>
	LMB	Clorophyta Cianophyta Bacillarophyta NI	<i>Navícula spp.</i> <i>Chlorella spp</i> <i>Euglena sp</i> <i>Phacus sp.</i>	<i>Oscillatoriales</i> Ciliata NI
	LM	Clorophyta	<i>Chlorella spp</i> <i>Euglena sp</i>	<i>Navícula spp.</i> Bacillarophyta NI
24/11/2006	LF	Clorophyta Euglenophyta	<i>Chlorella spp</i> <i>Euglena sp</i> <i>Phacus sp.</i>	<i>Chlamydomonas</i> spp
	LMB	Bacillarophyta NI Clorophyta Euglenophyta Cianophyta	<i>Navícula spp.</i> <i>Chlorella spp</i> <i>Euglena sp</i> <i>Phacus sp.</i>	Dinoflagelado NI <i>Chlamydomonas</i> spp
	LM	Euglenophyta Clorophyta	<i>Chlorella spp</i> <i>Euglena sp</i> <i>Phacus sp.</i>	<i>Navícula spp.</i>

**Convenções utilizadas:** Frequentes: organismos presentes em densidade média, classificados na categoria 3; Numerosos: organismos presentes em maiores densidades, classificados na categoria 4; Presença: classificados na categoria 2; NI = gênero não identificado; CLN = Ciliado livre natante.

A frequência da microbiota da comunidade planctônica ao longo do período em estudo é mostrada na Figura 26, sendo as espécies de Euglenophyta as mais frequentes (75%, 60% e

70%) em LF, LMB e LM, respectivamente seguidas pelas espécies de Clorophyta (60%, 50% e 65%). Verificaram-se as Cianobactérias (10%, 30% e 15%) na LF, LMB e LM, respectivamente, os protozoários não clorofilados (5%, 26% e 15%) na LF, LMB e LM, respectivamente, e as Crysophyta-Bacillariophyceae (20%, 50% e 30%) na LF, LMB e LM, respectivamente. Frequências significativamente baixas foram observadas para Crysophyta e Dinophyta.

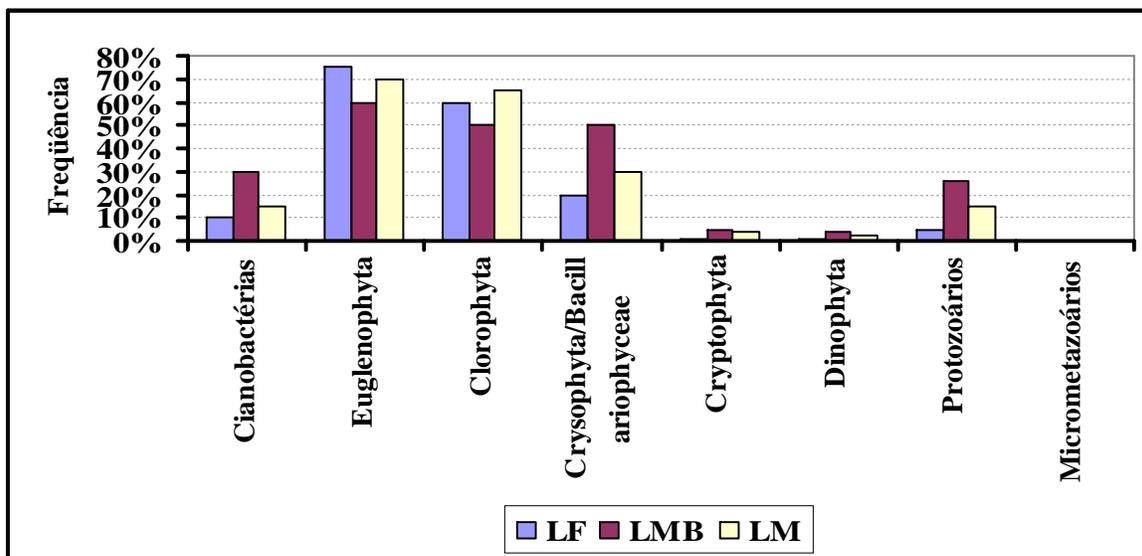


Figura 26: Frequência média dos microrganismos encontrados em suspensão no efluente final de LF, LMB e LM.

A Figura 27 apresenta os microrganismos mais freqüentes na LF, LMB e LM ao longo do período do estudo. As fotos dos microrganismos foram capturadas através do microscópio ótico com auxílio da máquina fotográfica comum.

As algas verdes da espécie *Chlamydomonas spp.* e *Chlorella sp* indicam um bom funcionamento do sistema, sempre associadas ao pH elevado e a um meio líquido balanceado em nutrientes (UEHARA e VIDAL, 1989). Dentre as algas amarelas (*Chrysophyta/ bacillariophyceae*) a *navícula spp* é a mais freqüente.

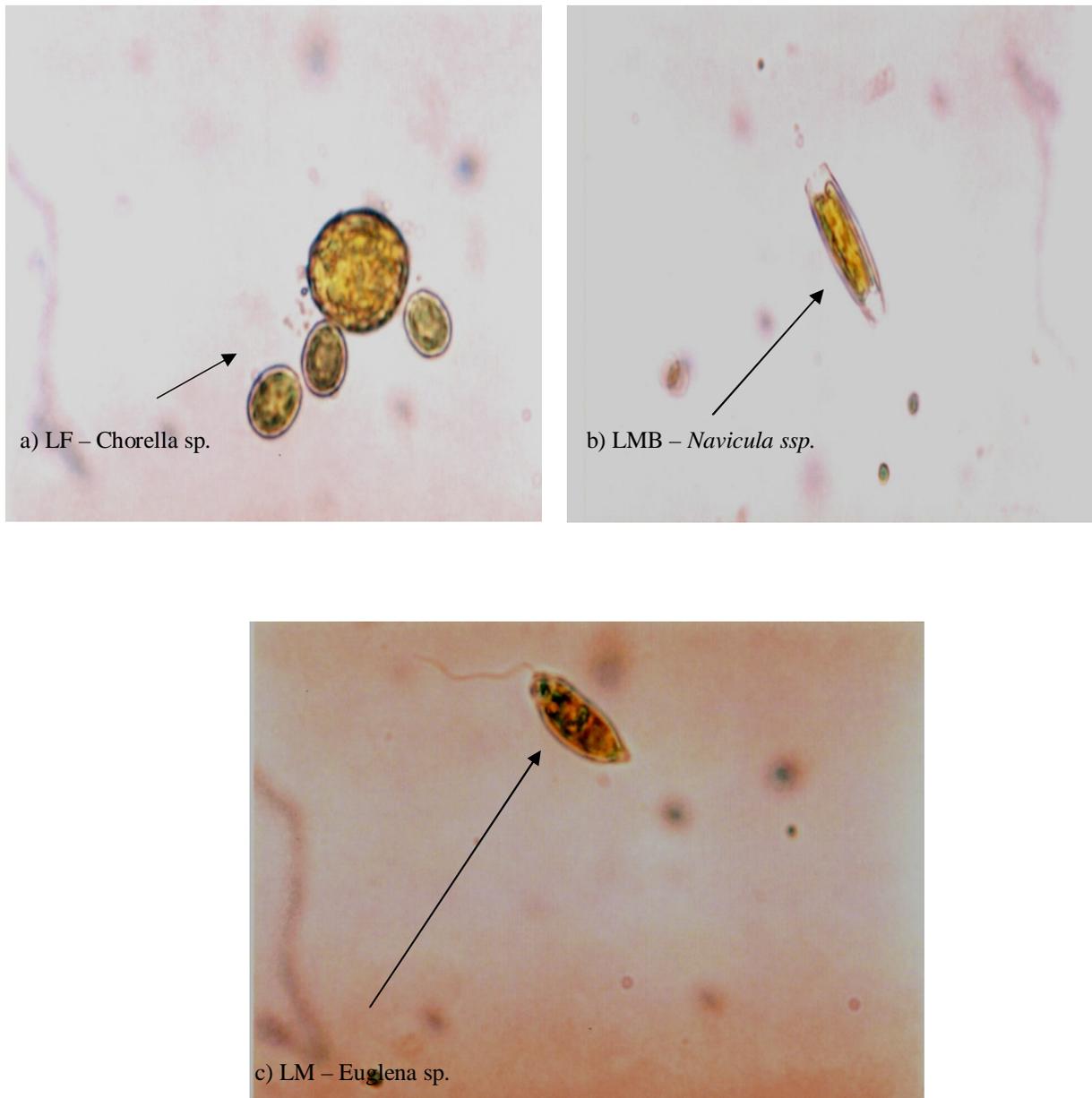


Figura 27: Microrganismos presentes nas lagoas a)LF, b) LMB e c) LM.

As Euglenophytas das espécies *Euglena* spp e *Phacus* spp por serem algas flageladas têm facilidade de adaptação à diferentes condições climáticas (JORDÃO e PESSOA, 1995).

## 5.4 ANÁLISES DO BIOFILME

Na Tabela 33 estão apresentados os resultados para os parâmetros analisados no biofilme com análise descritiva ao longo de todo período de estudo.

Tabela 33: Estatística descritiva do Biofilme.

Parâmetro	Tratamento	n	Média	Desvio Padrão	Mínimo	1Quartil	Mediana	3Quartil	Máximo
ST (mg/L)	<b>BIOF</b>	7	1533,86	246,23	1273	1310	1490	1690	1997
STF (mg/L)	<b>BIOF</b>	7	638,5	92,49	474	562,5	650	716	737
STV (mg/L)	<b>BIOF</b>	7	893,93	292,48	670	700,5	791	953	1523
SS (mg/L)	<b>BIOF</b>	7	1070,43	106,82	898	995	1080	1170	1215
Clorofila a (mg/L)	<b>BIOF</b>	7	0,336	0,196	0,101	0,193	0,243	0,508	0,603

O estudo de BENTO (2005) verificou que com maior tempo de contato dos suportes na lagoa, a biomassa heterotrófica foi predominante, constituindo mais de 70% do peso seco do biofilme.

No presente trabalho verifica-se que a biomassa heterotrófica constitui 68% do peso seco do biofilme. Apenas cerca de 31,14% de algas fazem parte da composição do perifiton das placas de PVC (Figura 28).

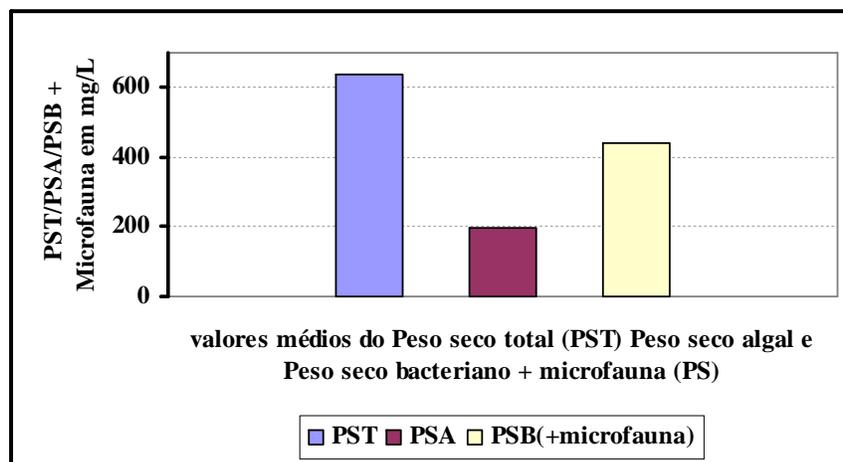


Figura 28: Quantificação e composição média da biomassa perifítica na LMB.

## Comunidade perifítica ou biofilme

No início da colonização dos suportes de PVC observou-se, macroscopicamente, uma cobertura homogênea das placas por uma coloração esverdeada indicando a presença de algas. Após um período de funcionamento as placas de PVC ficaram recobertas por uma biomassa escura. Alguns gêneros dos microrganismos observados no biofilme são encontrados na Tabela 34. O biofilme apresentou elevadas densidades de cianobactérias e clorophyta principalmente nos últimos meses de estudo.

Na Figura 29 são mostrados alguns microrganismos do biofilme. Uma densidade muito grande de *navícula sp.* é apresentada na figura 29 (b). Na figura 29 (a) é encontrado filamento de *Oscillatoria sp.* Na figura 29 (c) uma massa muito densa de *Navícula sp.* e algumas *Chlorella sp.*

Os fitoflagelados são encontrados em lagoas facultativas e de maturação, mas tendem a diminuir com a purificação do esgoto aparecendo outros gêneros como: *Scenedesmus sp.*, *Micractinium sp.*, *Cyclotella sp.* e *Ankistrodesmus sp.* (KÖNIG, 1990).

Os organismos perifíticos que apresentam forma fixa são menos sujeitos à ação de correntes e movimentos da água, podendo constituir-se em melhores indicadores biológicos da qualidade de água do que do próprio plâncton (MIRANDA, 1996).

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

A comunidade perifítica coloniza muitos *habitats* de rios e lagos e tem sido utilizada como indicador biótico das características do ambiente e para biomonitoramento (MIRANDA, 1996).

Os organismos perifíticos causam problemas na colmatação de filtros em estações de tratamento de água, corrosão de comportas, pilares de pontes e cascos de embarcações e também colonizam decantadores e piscinas, acarretando dispêndios consideráveis ao processo de tratamento (SLADECKOVÁ, 1962).

Tabela 34: Microrganismos presentes no biofilme.

<b>Data</b>	<b>Freqüentes</b>	<b>Numerosos</b>	<b>Presença</b>
<b>3/5/2006</b>	Clorophyta Euglenophyta	<i>Euglena sp.</i> <i>Chlorella spp.</i>	<i>Navícula spp</i> <i>Phacus sp.</i>
<b>7/6/2006</b>	Clorophyta Euglenophyta	<i>Chlorella spp</i> <i>Euglena sp</i> <i>Phacus sp.</i>	<i>Navícula spp</i>
<b>26/7/2006</b>	Clorophyta Euglenophyta	<i>Navícula spp</i> <i>Chlorella spp</i> <i>Euglena sp</i>	<i>Chlamydomonas spp</i> Dinoflagelado NI <i>Oscillatoria sp.</i>
<b>15/8/2006</b>	Bacillarophyta NI Clorophyta Euglenophyta	<i>Navícula spp</i> <i>Chlorella spp</i> <i>Euglena sp</i> <i>Phacus sp</i>	<i>Oscillatoria sp.</i>
<b>6/9/2006</b>	Bacillarophyta NI Clorophyta Euglenophyta	<i>Navícula spp</i> <i>Chlorella spp</i> <i>Euglena sp</i> <i>Phacus sp.</i>	<i>Oscillatoria sp.</i>
<b>4/10/2006</b>	Cianophyta Bacillarophyta NI Clorophyta Euglenophyta	<i>Oscillatoria sp.</i> <i>Navícula spp</i> <i>Chlorella spp</i> <i>Euglena sp</i> <i>Phacus sp.</i>	<i>Planktotrix sp.</i> <i>Lingbya sp.</i>
<b>24/11/2006</b>	Cianophyta Bacillarophyta NI Clorophyta Euglenophyta	<i>Oscillatoria sp.</i> <i>Navícula spp</i> <i>Chlorella spp</i> <i>Euglena sp</i> <i>Phacus sp.</i>	<i>Micratinium sp.</i>

**Convenções utilizadas:** Freqüentes: organismos presentes em densidade média, classificados na categoria 3; Numerosos: organismos presentes em maiores densidades, classificados na categoria 4; Presença: classificados na categoria 2; NI = gênero não identificado; CLN = Ciliado livre natante.

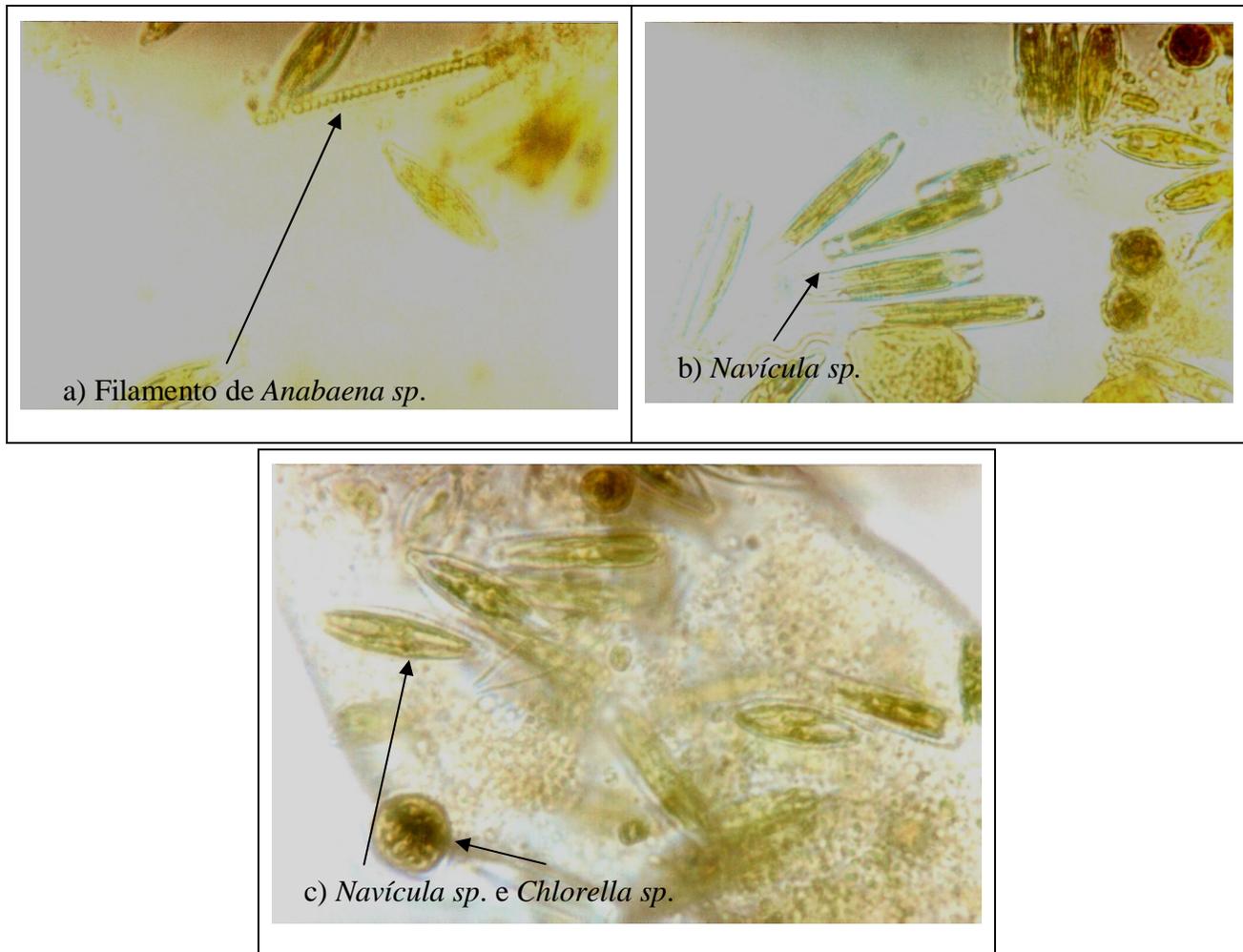


Figura 29: Microorganismos presentes no biofilme.

### Fluorescence In Situ Hybridization – FISH

O teste de FISH confirmou pela sonda EUB a existência de muitas bactérias isoladas, filamentosas. Fato este que confere a característica heterogênea do biofilme. A Tabela 35 mostra as sondas testadas no biofilme que sofreram ou não sofreram hibridização com sua respectiva categoria.

A confirmação de raras células hibridizadas em Ntspn, indica a existência de um microorganismo do gênero *Nitrospina sp.*, que é responsável pelo processo de transformação de nitrito a nitrato. (Processo de Nitrificação).

Tabela 35: Quantificação dos organismos detectados no biofilme.

CATEGORIA	CONCENTRAÇÃO	SONDA
0	Nenhuma célula hibridizada foi observada quando comparada com DAPI	NOS 190/ NEU/ Nmv/ Nit3/ Ntspa/ Amx
1	Raras células hibridizadas foram observadas quando comparadas com DAPI	Ntspn
5	Muitas células hibridizadas foram observadas quando comparadas com DAPI	EUB

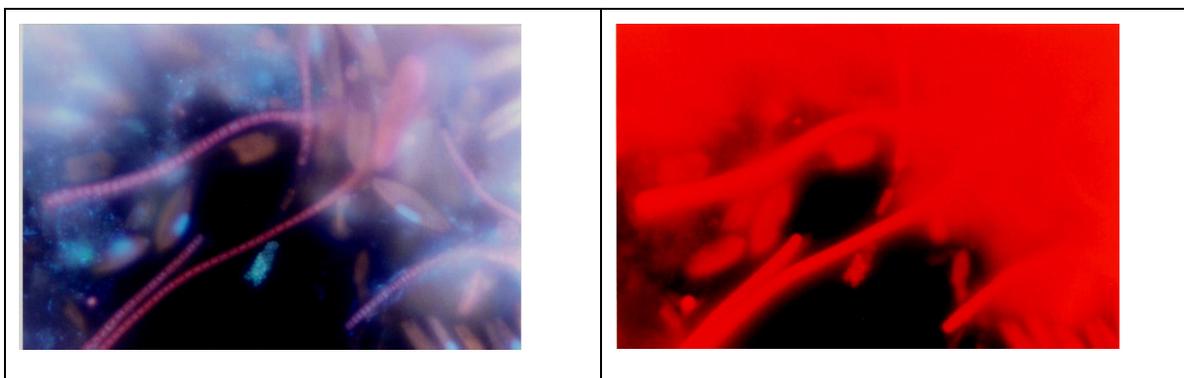


Figura 30: Fotos de células hibridizadas em amostra do biofilme. DAPI em azul e Beta 42 a em vermelho.

### 5.5 PERFIL LONGITUDINAL E HORÁRIO

Para determinação do perfil longitudinal e horário foram feitas três coletas de amostras durante a manhã (9:30, 10:30 e 11:30) e três coletas durante o período da tarde (14:00, 16:00 e 17:00) no dia 31 de julho de 2006. Os parâmetros analisados foram: OD, pH, alcalinidade total, turbidez, transparência por disco de Secchi,  $DQO_{Total}$ ,  $DQO_{Solúvel}$ , temperatura da amostra, SS, clorofila “a” e série nitrogenada (amônia, nitrito, nitrato e fosfato reativo) medida em apenas dois horários às 9:30 e 17:00h. Foram avaliados 3 pontos distintos na superfície de cada lagoa: LMB (P1, P2 e P3) e LM (P4, P5, P6). O efluente de LF afluente das lagoas de maturação, bem como o efluente de LA afluente da lagoa facultativa (LF) também foram analisados.

## Condições Climáticas

A Tabela 36 mostra os valores de temperatura e intensidade de luz. A intensidade luminosa atingiu o valor máximo (1972000 cal/m<sup>2</sup>.h) entre o período das 09:30 e 14:00 horas. Após este período, o surgimento de nuvens fez com que a intensidade luminosa caísse para 484000 cal/m<sup>2</sup>.h às 17:00 horas, quando foi o final da tarde. A temperatura do ar variou entre 12 °C e 17°C, atingindo seu valor máximo às 14:00 h.

Tabela 36: temperatura do ar, intensidade de luz e ao longo do período de estudo.

<b>Horário</b>	<b>Temperatura do ar °C</b>	<b>Intensidade de luz cal/m<sup>2</sup>.h.</b>	<b>Condições climáticas</b>
09:30	12	1927000	Sol
10:30	13	1972000	Sol
11:30	13	1774000	Sol
14:00	17	1774000	Sol
16:00	14	1241000	Parcialmente nublado
17:00	14	484000	Parcialmente nublado

## Temperatura

A Figura 32 apresenta a variação da temperatura do líquido no período estudado.

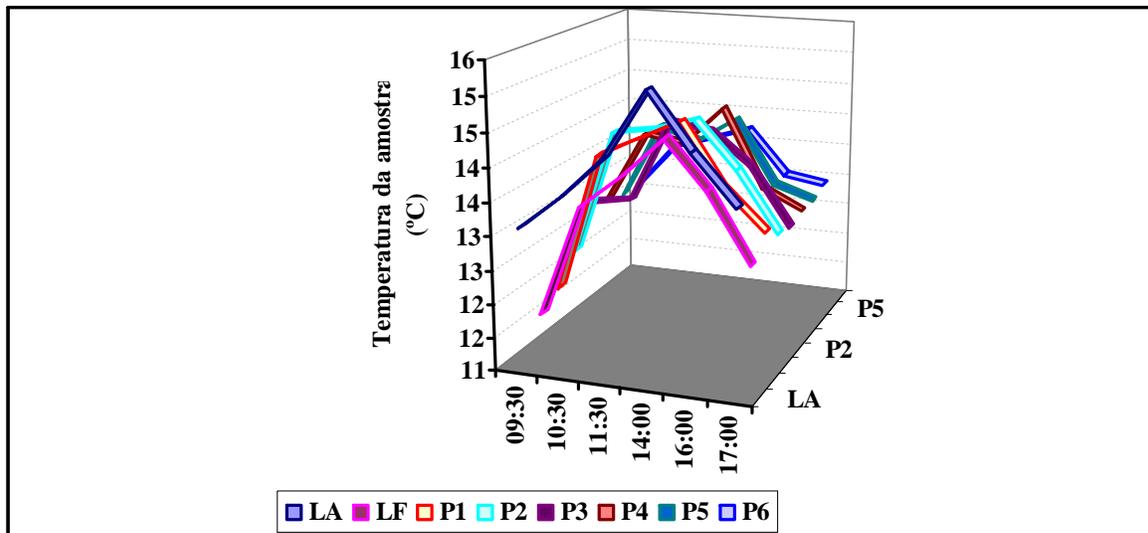


Figura 32: Temperatura do líquido nos pontos analisados.

A temperatura do líquido variou ao longo do dia tendo seu máximo valor às 14:00 para todos os pontos estudados em LMB e LM. Ao mesmo tempo, ocorreram os maiores valores de oxigênio dissolvido (Figura 33). Isto indica que neste momento, ocorreu uma maior atividade fotossintética das algas, aumentando o oxigênio dissolvido e consumindo gás carbônico.

## Oxigênio Dissolvido

O oxigênio dissolvido é uma das variáveis limnológicas que apresentam maiores variações diárias, pois o oxigênio está diretamente envolvido com os processos de fotossíntese, respiração e/ou decomposição, que estão diretamente relacionados com a insolação, intensidade luminosa e a temperatura, (ESTEVES, 1998). A Figura 33 mostra que a concentração de oxigênio dissolvido atingiu em geral valores mais altos na LMB que na LM. Provavelmente, a alta intensidade luminosa observada durante este período contribuiu para o aumento da fotossíntese e conseqüentemente o aumento da produção de oxigênio

pelas algas, mais desenvolvidas na LMB como consequência de sua fixação nas placas de PVC. Os maiores níveis de oxigênio dissolvido aconteceram no centro da lagoa LMB, apresentando no ponto 2 um pico de 3,09 mg/L durante o período da manhã e de 6,77 mg/L durante o período da tarde. Este resultado pode ser provavelmente explicado pelo fato de não ocorrer o sombreamento no centro da lagoa.

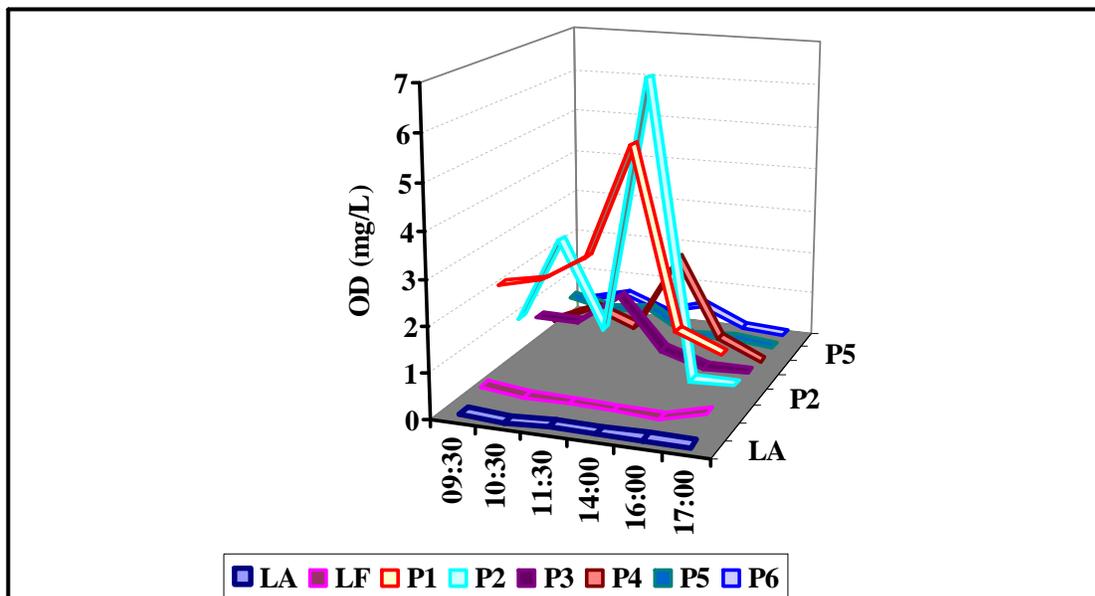


Figura 33: Oxigênio dissolvido medido nos pontos do perfil longitudinal.

### pH e Alcalinidade

No processo da fotossíntese ocorre o consumo de  $\text{CO}_2$ , com o qual o íon bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ) do esgoto tende a formar mais  $\text{H}_2\text{CO}_3$  ( $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$ ) liberando  $\text{OH}^-$  na água, elevando assim o pH (von SPERLING, 1996). Na Figura 34, verifica-se o aumento do pH do horário das 09:30 até 14:00 para todos os pontos de LMB e LM, foi devido a atividade fotossintética das algas. Os valores de pH são maiores para LMB decrescendo ao longo dos pontos P1, P2 e P3. Ao inverso dos valores de pH tem-se os valores de alcalinidade na figura 35, que demonstram a capacidade de tamponamento do meio. Os maiores valores são

para os pontos P4, P5 e P6 de LM ocorrendo pouca variação entre os mesmos. O contrario acontece com LMB.

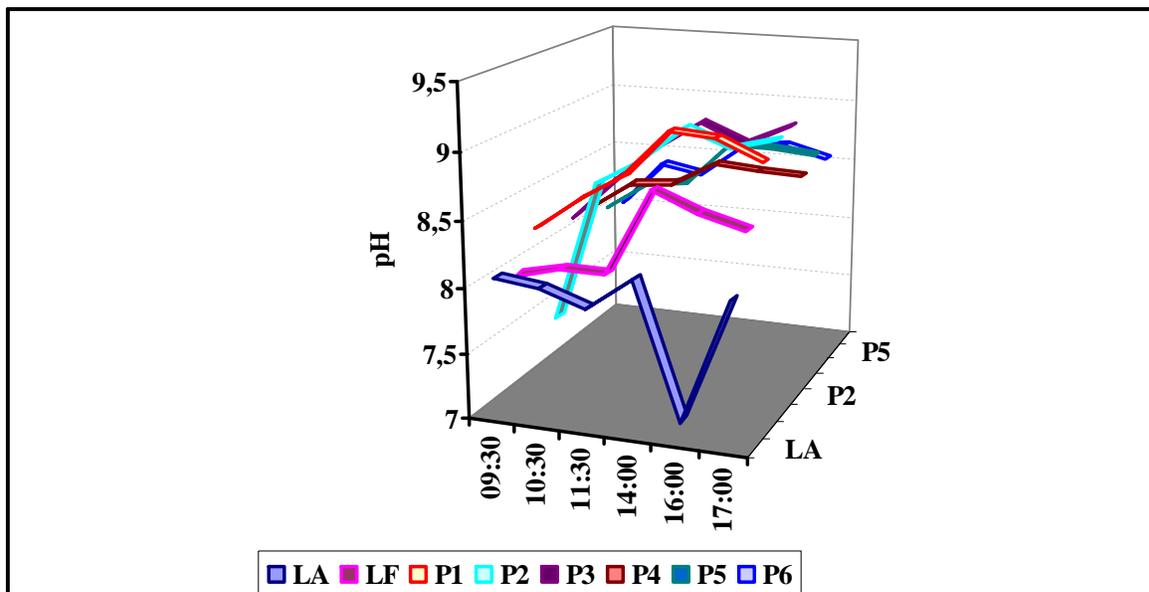


Figura 34: pH dos pontos do perfil longitudinal.

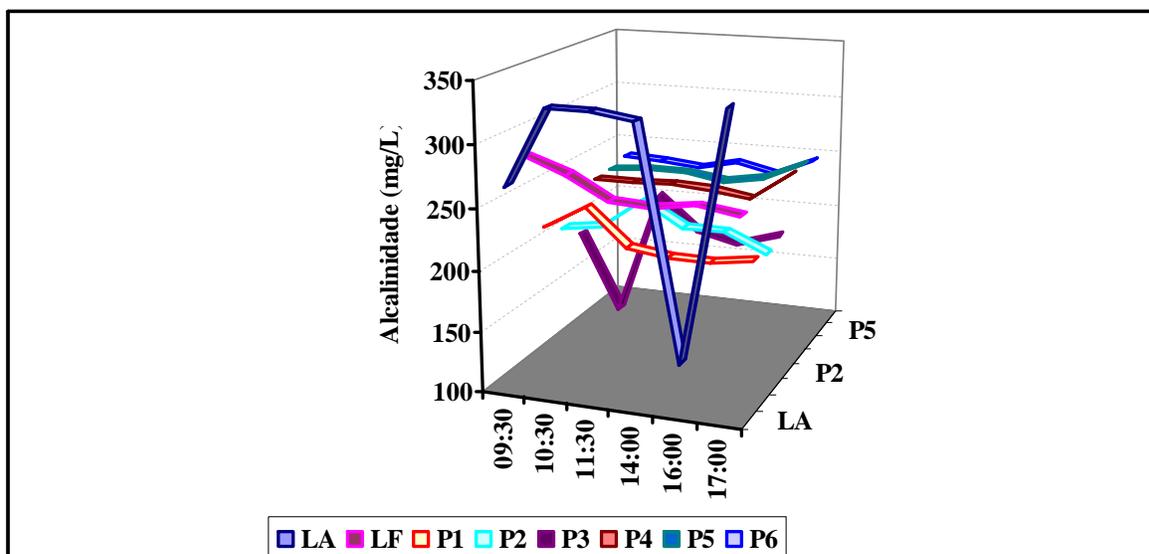


Figura 35: Alcalinidade dos pontos do perfil longitudinal.

## Turbidez e Disco de Secchi

A turbidez representa o grau de interferência com a passagem da luz através da água, conferindo uma aparência turva a mesma. Forma do constituinte responsável: Sólidos em suspensão (von SPERLING, 2005). O Disco de Secchi dá idéia da transparência da água, indicando a capacidade que a água teria de permitir a passagem do raio luminoso. Os valores de Disco de *Secchi* permaneceram entre 14 cm para LM e 15 cm para LMB.

Na Figura 36 percebe-se que os valores de turbidez de LF são maiores se comparado aos outros tratamentos. Para todos os pontos de LMB e LM os valores não tiveram uma grande variação.

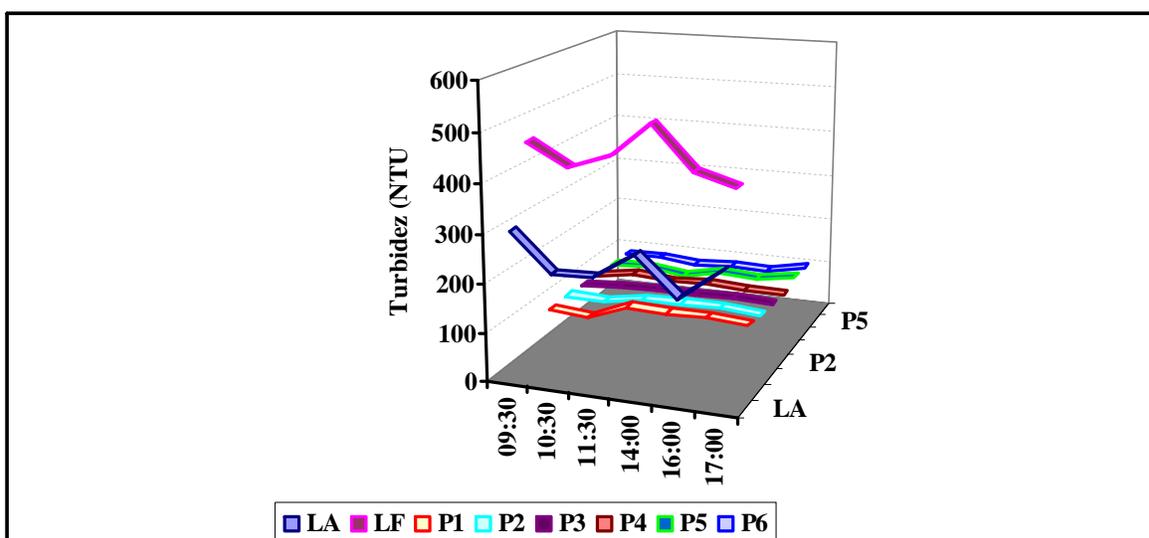


Figura 36: Perfil longitudinal da turbidez em diferentes horários do dia.

## Condutividade Elétrica

A condutividade elétrica, ou seja, a facilidade ou dificuldade que um material apresenta em conduzir corrente elétrica é apresentada na Figura 37 para os pontos deste perfil longitudinal. Os valores de condutividade elétrica não foram muito diferentes entre LMB e LM em todo o período de estudo. A lagoa anaeróbia apresentou valores muito superiores se

comparada a LF. Os valores da condutividade elétrica de LF se assemelharam aos de LMB e LM.

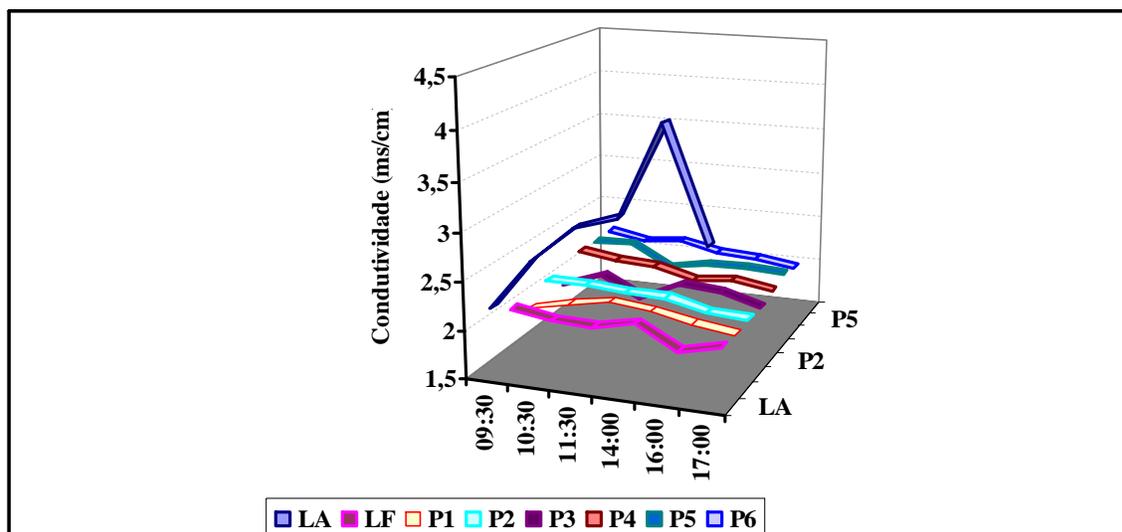


Figura 37: Perfil da condutividade elétrica para os pontos analisados.

#### Nutrientes (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e P-PO<sub>4</sub>-3)

As Figuras 38, 39, 40 e 41 mostram a variação na concentração de amônia, nitrito, nitrato e fosfato respectivamente, LA, LF e nos pontos do perfil longitudinal estudados em LMB e LM, em dois horários no período estudado.

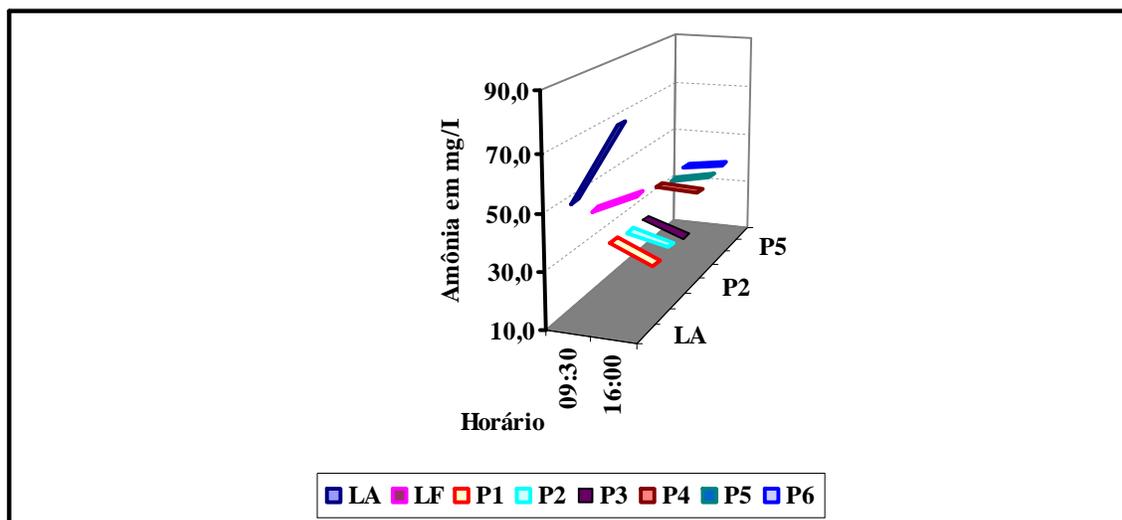


Figura 38: Concentrações de amônia para os pontos analisados.

Na Figura 38 a concentração de amônia é menor para os pontos P1, P2 e P3 de LMB se comparado aos pontos P4, P5 e P6 de LM. O que confirma uma melhor remoção de amônia em LMB é o fato desta possuir o diferencial das placas de PVC para o desenvolvimento de biofilme.

Segundo AYERS e WESTCOT (1985) a forma de nitrogênio mais tóxica é o nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) e a forma mais facilmente assimilável é o nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) e o íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), sendo ainda o nitrogênio total de extrema importância devido às frequentes transformações promovidas por bactérias sobre as várias formas de nitrogênio.

A Figura 39 mostra que os valores de nitrito aumentaram ao longo do dia com o aumento da intensidade solar, sendo as maiores concentrações obtidas em LMB no ponto 3. Já para LM os valores da curva se sobrepõe no P4 e P5.

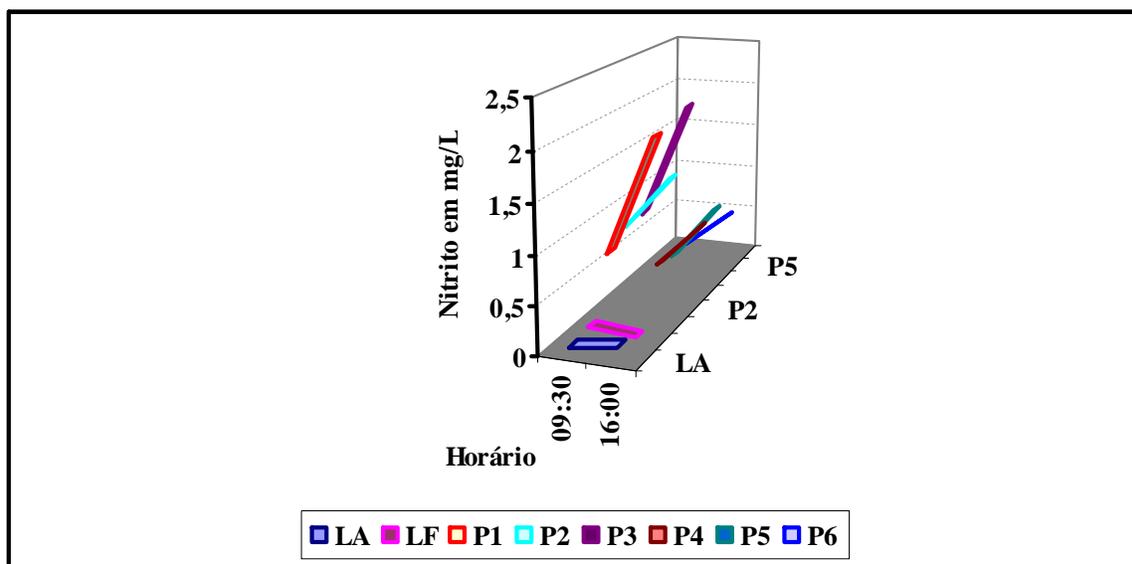


Figura 39: Concentração de nitrito para os pontos analisados.

Os nitratos são a forma final da estabilização da amônia e podem ser utilizados por algas ou outras plantas para sintetizar proteínas que, por sua vez, podem ser utilizadas por animais para formar proteína animal. (JORDÃO e PESSOA, 1982).

As concentrações de nitrato como mostra a Figura 40 também são maiores em LMB para os pontos P1 e P2 nos dois horários medidos. O que significa uma possível ocorrência de nitrificação na LMB.

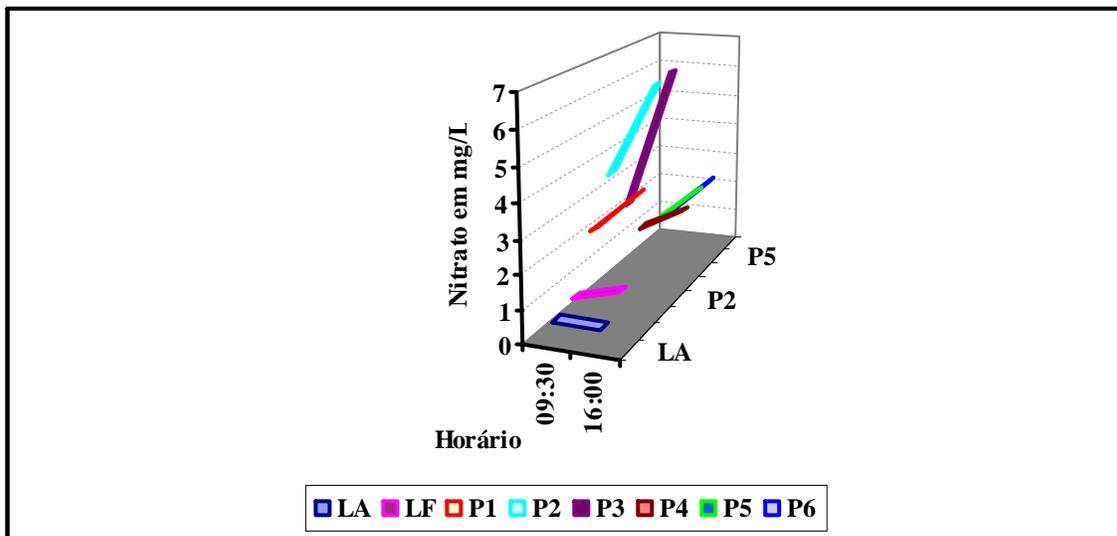


Figura 40: Valores de nitrato para os pontos analisados.

O fósforo no afluente encontra-se em grande parte na forma orgânica e quando em contato com a massa líquida, em células de tratamento biológico, parte é transformado em ortofosfato solúvel, e sendo facilmente assimilado pela comunidade aquática, e parte reage com os íons de cálcio, ferro e magnésio formando precipitados que em seguida sedimentam (GOMES *et al*, 2003). Valores das concentrações de fósforo são mostrados na Figura 41. As concentrações de fósforo foram mais baixas na LMB. No horário de 09:30 o valor da concentração de fósforo afluente LF era um pouco maior que 20 mg/L, sendo reduzido a valores menores que 5 mg/L na LMB.

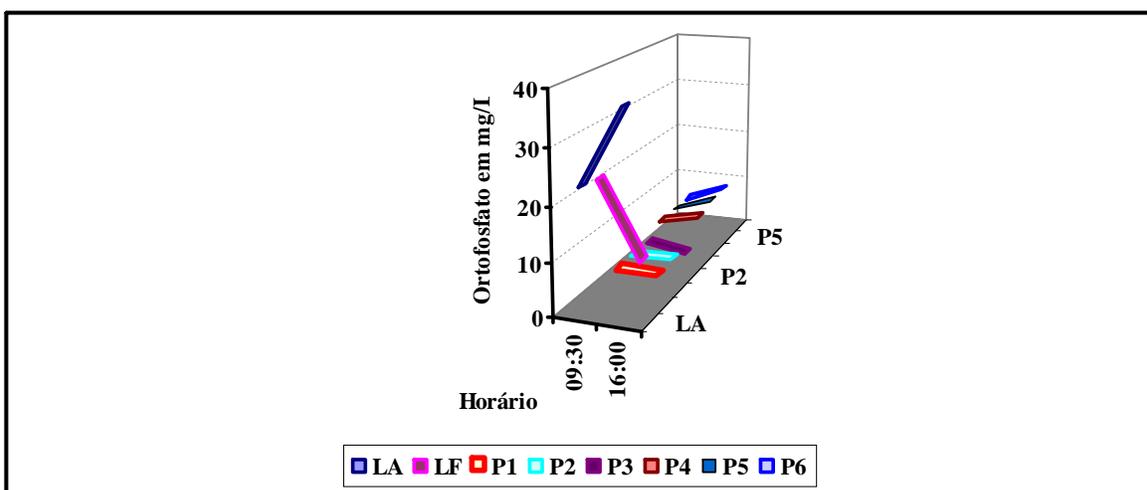


Figura 41: Concentrações de fosfato para os pontos analisados.

## DQO

Dentre os parâmetros utilizados para avaliar o potencial poluente de um resíduo, pode ser dado destaque à Demanda Química de Oxigênio (**DQO**). A Figura 42 apresenta os valores de DQO para os pontos analisados neste estudo.

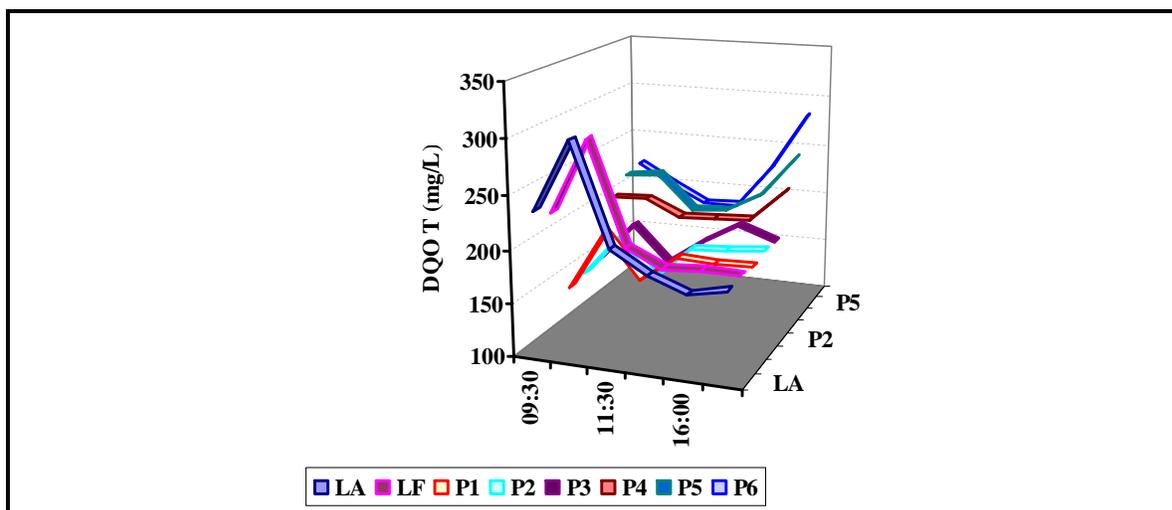


Figura 42: Valores das concentrações DQO total do perfil longitudinal.

Para identificar se o reator tende ao fluxo pistão, a tendência é que ocorra à estabilização dos compostos ao longo do eixo longitudinal.

O comportamento do perfil longitudinal em um regime hidráulico tendendo ao fluxo pistão teoricamente deveria apresentar uma melhora no tratamento do ponto 4 em direção ao ponto 6 para LM. Para LMB do ponto 1 ao 3 verifica-se que não ocorreram muitas variações e os valores foram menores comparando com os pontos de LM e LF. Para uma análise detalhada da situação seria conveniente a realização de mais um perfil para uma avaliação pela ANOVA (análise de variância) com o objetivo de determinar se existe diferença estatisticamente significativa entre as médias dos parâmetros nos pontos especificados.

## Sólidos Suspensos (SS)

Os sólidos suspensos são partículas superiores a  $10^0$   $\mu\text{m}$  no meio aquático (von SPERLING, 2005).

Na Figura 43 verifica-se que as concentrações de sólidos suspensos apresentaram seus menores valores para LMB. Entre os pontos de LMB (P1, P2, P3) os valores diminuíram ao longo da lagoa. Para LM os P4, P5 se sobrepuseram, já P6 apresentou concentrações menores. Este fato pode confirmar que os SS vêm diminuindo ao longo das lagoas. Os valores de sólidos, ainda podem ser correlacionados com as concentrações de clorofila a.

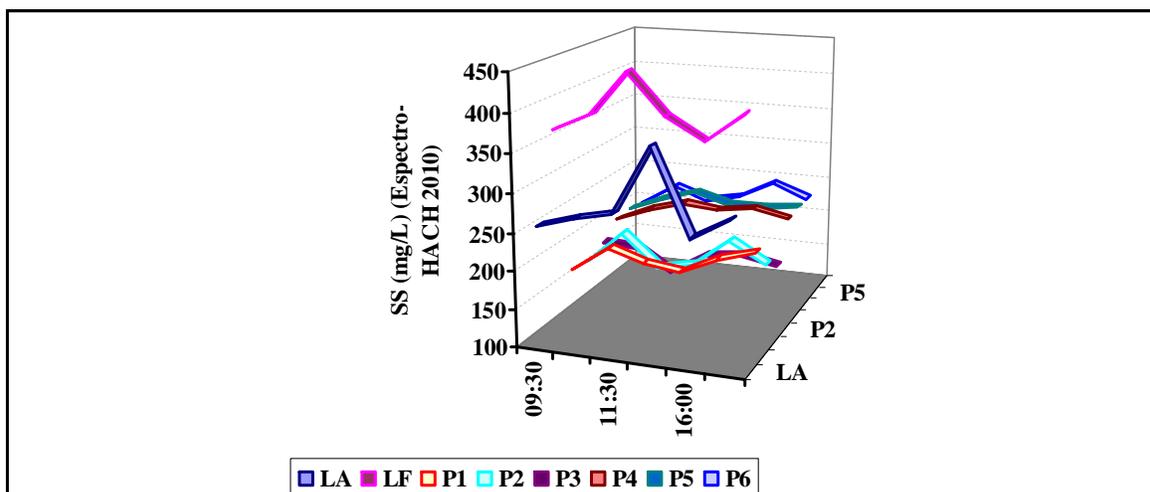


Figura 43: Valores da concentração de sólidos em suspensão do perfil longitudinal

### Clorofila a (Biomassa algal)

A clorofila a, por sua vez, deve ser considerada como uma medida indicadora do nível de crescimento de algas nas águas (UEHARA e VIDAL, 1989). A clorofila a foi medida em apenas dois horários como mostra a Figura 44. Os valores de clorofila a, são maiores nos pontos medianos das lagoas LMB e LM, desta forma uma maior atividade fotossintética é realizada nos centros das lagoas. Esta atividade fotossintética provavelmente ocorreu pela falta de sombreamento nesses pontos. Provavelmente, a concentração de clorofila a diminuiu no horário das 16:00h pelo fato da intensidade solar ter diminuído. A clorofila a, representa certa quantidade de algas que fazem parte das partículas dos sólidos em suspensão. Assim, verifica-se que ao mesmo tempo em que a concentração de clorofila a diminuiu para LMB e LM a concentração de sólidos suspensos também diminuiu.

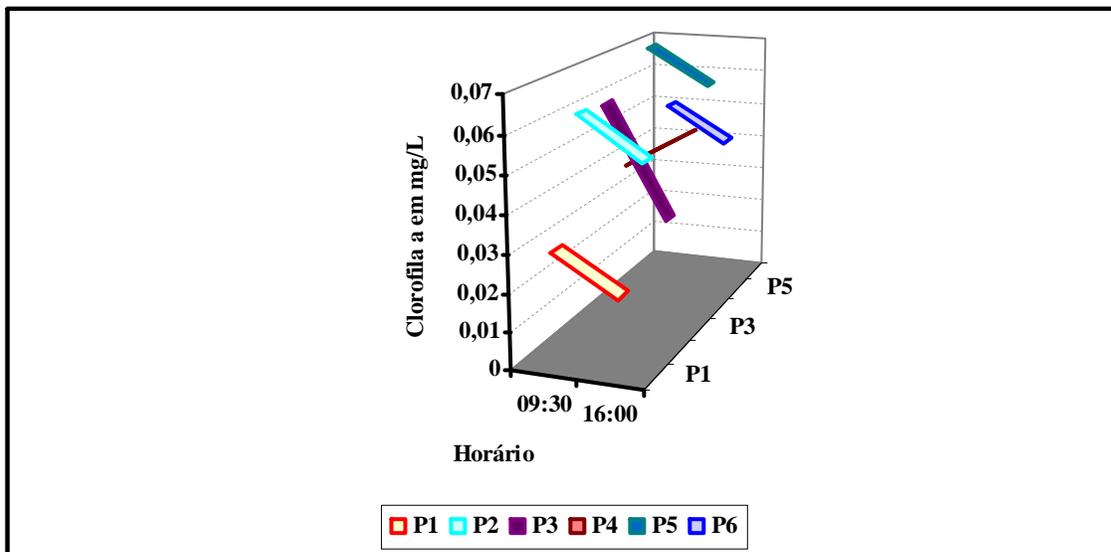


Figura 44: Concentração de clorofila “a” medida em dois horários do perfil longitudinal.

GOTTARDO (2005) verificou que o perfil longitudinal e horário apresentou variações nas concentrações dos parâmetros no efluente final, porém não foram variações sistemáticas, ou seja, as oscilações na qualidade do efluente não corresponderam com a mesma intensidade das variações climáticas. Para o presente trabalho verificou-se a ocorrência de variação sistemática, uma vez que o melhor desempenho das lagoas se deu nas horas centrais do dia quando temperatura e intensidade solar eram altas.

#### 5.6 PERFIL DE ESTRATIFICAÇÃO TÉRMICA (VARIAÇÃO NICTEMERAL)

Como resultado do acompanhamento durante 24 horas a partir do dia 26 de setembro de 2006, das lagoas de maturação piloto, obteve-se com ponto de coleta central para cada lagoa a caracterização das mesmas nas diferentes profundidades (0,5 m, 0,15 m e 0,30 m para LMB e LM) em relação aos parâmetros físico – químicos e biológicos.

## Condições Climáticas

O período de estudo apresentou-se com ventos fortes e alguns momentos ensolarados. A temperatura máxima do ar foi de 25°C e mínima de 15°C, conforme mostra a Figura 45. A intensidade solar máxima foi de 1028000 cal/m<sup>2</sup>.h. O céu apresentou-se em alguns momentos cobertos com nuvens. A intensidade do vento apresentou-se forte durante todo o período, com valor máximo de 36 Km/h e mínimo de 14,8 Km/h. A evaporação atingiu valor médio de 4,5mm. Os dados de direção de ventos predominantes e evaporação foram obtidos na Estação Meteorológica São José – SC (Grande Florianópolis) (latitude de 27°36'07", longitude de 48°37'11" e altura de 2 metros) da Epagri/Inmet – Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina S.A./Instituto Nacional de Meteorologia. (Tabela 37).

Tabela 37: Variações de direção e velocidade do vento nos períodos da manhã, tarde e noite.

Data	Período	Direção	Velocidade (Km/h)
26/10/2006	Manhã	Norte	14,8
26/10/2006	Tarde	Sul	36,0
26/10/2006	Noite	Sul	26,3

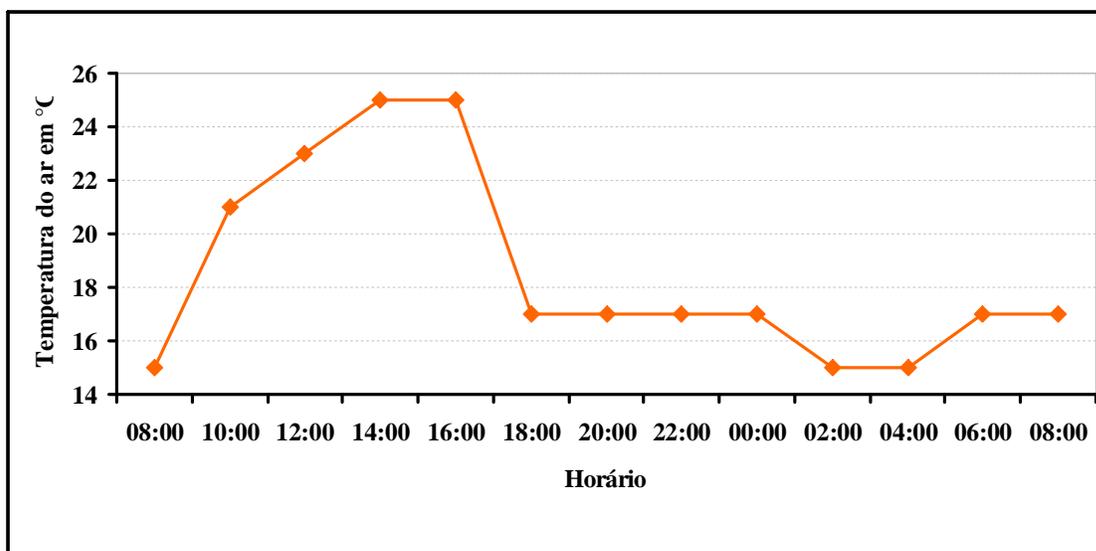


Figura 45: Temperatura do ar ao longo das 24 horas do dia 26/09/2006.

## Temperatura do Meio Líquido

A Figura 46 apresenta a variação da temperatura do meio líquido durante as 24 horas de amostragem. Na profundidade de 5 cm, a temperatura alcançou valores máximos de 24,5°C e 22,2°C para LMB e LM, respectivamente. Já na profundidade de 15 cm, a máxima de temperatura foi de 22,2°C e de 21,1°C para LMB e LM, respectivamente. Para a profundidade de 30 cm, a máxima de temperatura foi de 21,2°C e de 20,1°C para LMB e LM, respectivamente. Desta forma, evidencia-se a influência da radiação solar nas camadas mais superiores. As temperaturas máximas observadas na massa líquida em diferentes profundidades ocorreram no período entre 14:00 h e 16:00 h, sendo os maiores valores sempre observados nas camadas mais superficiais. Para o período sem insolação das 18:00h às 6:00h, não ocorreram diferenças nos valores de temperatura do líquido para as diferentes profundidades de LMB e LM.

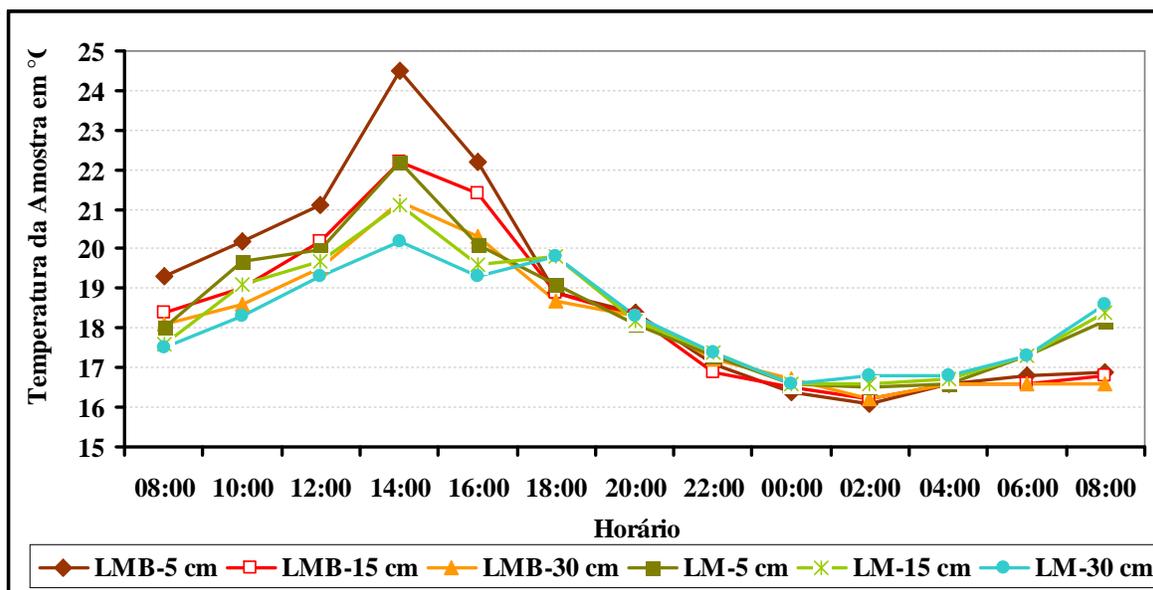


Figura 46: Variação da temperatura durante as 24 horas de estudo nas diferentes profundidades de LMB e LM.

Pode-se concluir que as lagoas piloto apresentaram-se termicamente estratificadas durante o período diurno.

## Oxigênio Dissolvido

As variações de OD em geral acompanharam as variações de temperatura para as profundidades de 5, 15 e 30 cm de LMB e LM, conforme representado na Figura 47.

O OD apresentou para profundidade de 5 cm nas 16:00 horas concentrações máximas de 12,60 mg/L e 12,30 mg/L para LMB e LM, respectivamente.

Estes valores elevados são devido às algas, que se encontram em plena atividade fotossintética nestes horários. Os ventos mudaram de direção e aumentaram a velocidade no período da tarde, o que também explica o aumento da concentração de oxigênio dissolvido nas lagoas, devido ao fato da ocorrência de uma mistura de oxigênio no líquido pela influência dos ventos.

Conclui-se, portanto, que a energia luminosa penetra nas lagoas até certa profundidade, que neste caso mostrou-se ser uma profundidade de até 30 cm. Segundo OLIJNYK (2005), para profundidades superiores a 30 cm a energia luminosa não exerce influência nas lagoas, devido à atenuação da radiação.

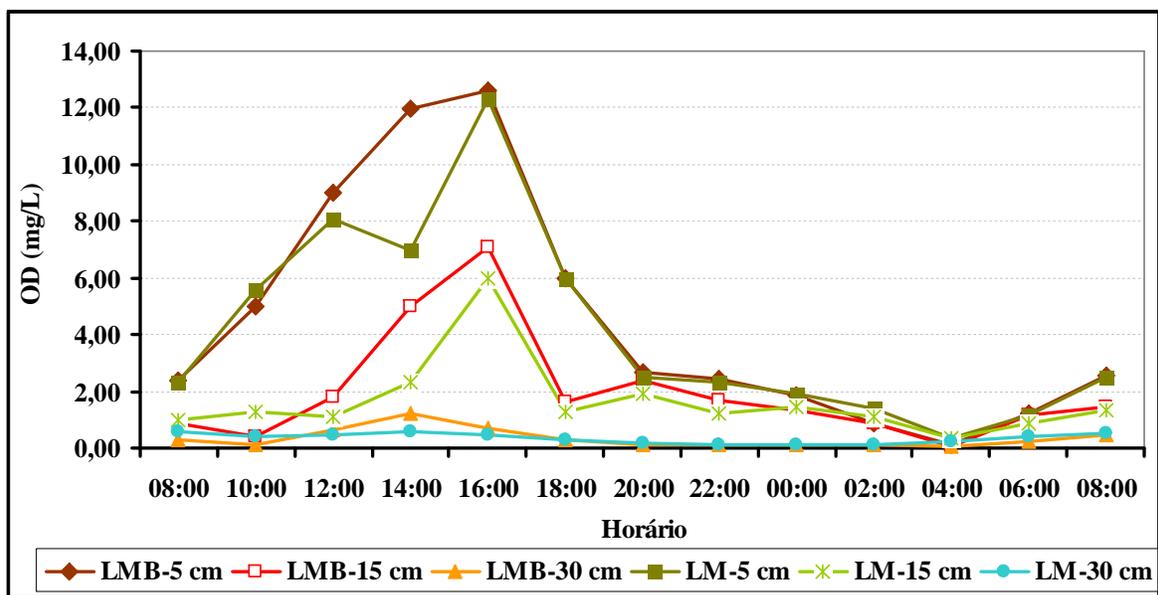


Figura 47: Concentração de OD nas diferentes profundidades.

## pH e Alcalinidade

O pH variou ao longo do estudo e nas diferentes camadas do líquido, prevalecendo na superfície de LMB e LM os valores mais elevados.

A causa dessa variação é o consumo do gás carbônico pelas algas. Por isso que, conforme a Figura 48, nas primeiras horas da manhã, os valores de pH são mais baixos, tornando-se mais elevados entre as 14:00 h e as 18:00 h, período em que as algas se encontram em plena atividade fotossintética.

Pela mesma figura, ainda percebe-se que a variação do pH é muito mais evidente nas camadas próximas à superfície, ou seja, na região que apresenta um maior número de algas e, conseqüentemente, na região onde haverá um maior consumo de gás carbônico.

Durante o período, o pH apresentou um valor máximo de 9,86 as 16:00 h na profundidade de 5 cm para LMB e um valor máximo de 9,68 as 18:00 h na profundidade de 5 cm de LM.

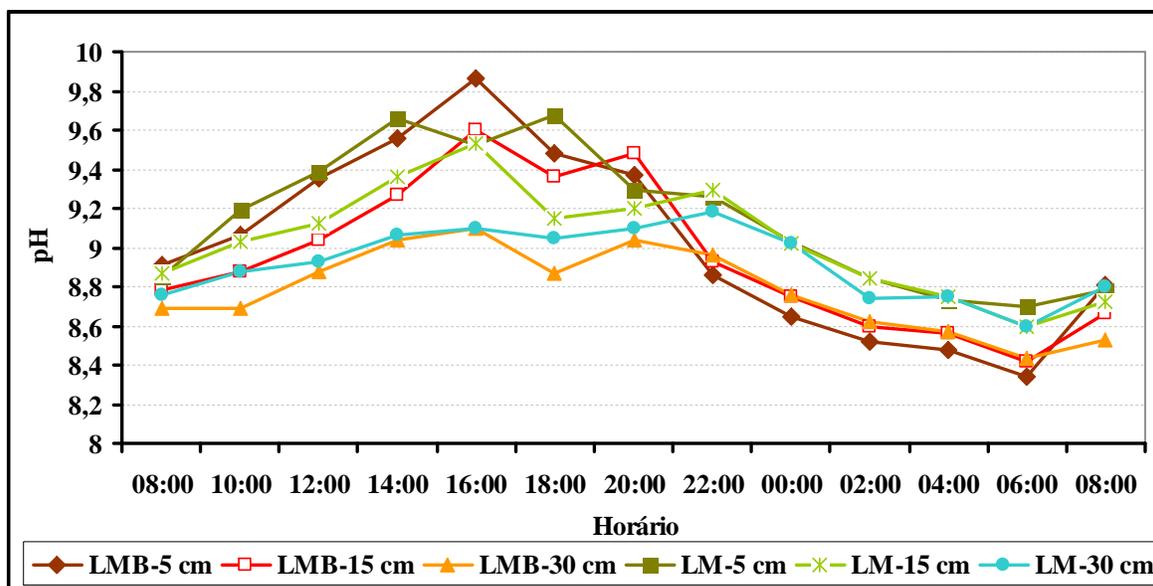


Figura 48: Variação do pH durante as 24 horas de estudo nas diferentes profundidades para LMB e LM.

Os valores máximos de alcalinidade foram encontrados na profundidade de 30 cm 234 mg/L às 8:00 h para LMB e 238mg/L às 12:00 para LM. A Figura 49 apresenta a evolução

do valor da alcalinidade para as diferentes profundidades das lagoas LMB e LM, no período avaliado.

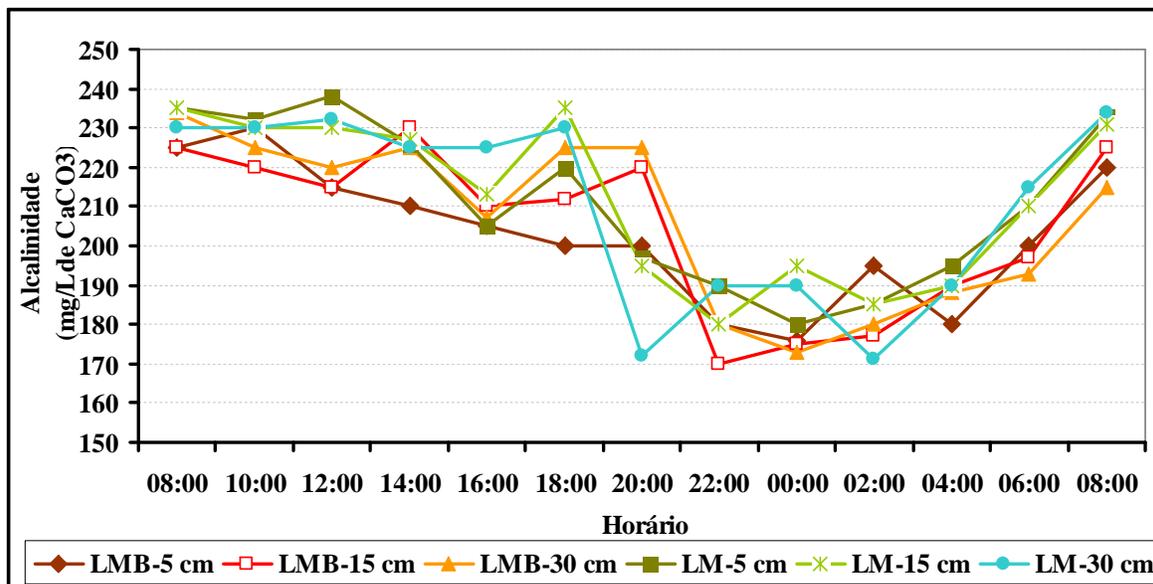


Figura 49: Alcalinidade nas diferentes profundidades para LMB e LM.

Segundo Braga (2000), um menor valor de alcalinidade é verificado no período de estratificação no epilímnio devido à diminuição dos bicarbonatos e precipitação do carbono. No hipolímnio, altos níveis de dióxido de carbono produzidos pelo processo de respiração resultam em grandes quantidades de bicarbonato de cálcio e ácido carbônico em solução.

### Turbidez e Disco de Secchi

A Figura 50 é uma representação gráfica da turbidez ao longo do período de estudo nas diferentes profundidades. Os valores de turbidez para LM na profundidade de 5 cm foram maiores que o de LMB na mesma profundidade. Do ponto de vista ótico, a transparência da água pode ser considerada o oposto da turbidez. Em relação à transparência do disco de *Secchi*, este apresentou mínimo valor de 9 cm para LMB e LM e valores máximos de 12 e 11 cm pra LMB e LM, respectivamente, sendo os maiores valores encontrados às 12:00h.

Estes valores resultam em valores de coeficiente vertical de atenuação igual a  $16\text{ cm}^{-1}$ ,  $12\text{ cm}^{-1}$  e  $13\text{ cm}^{-1}$ , respectivamente.

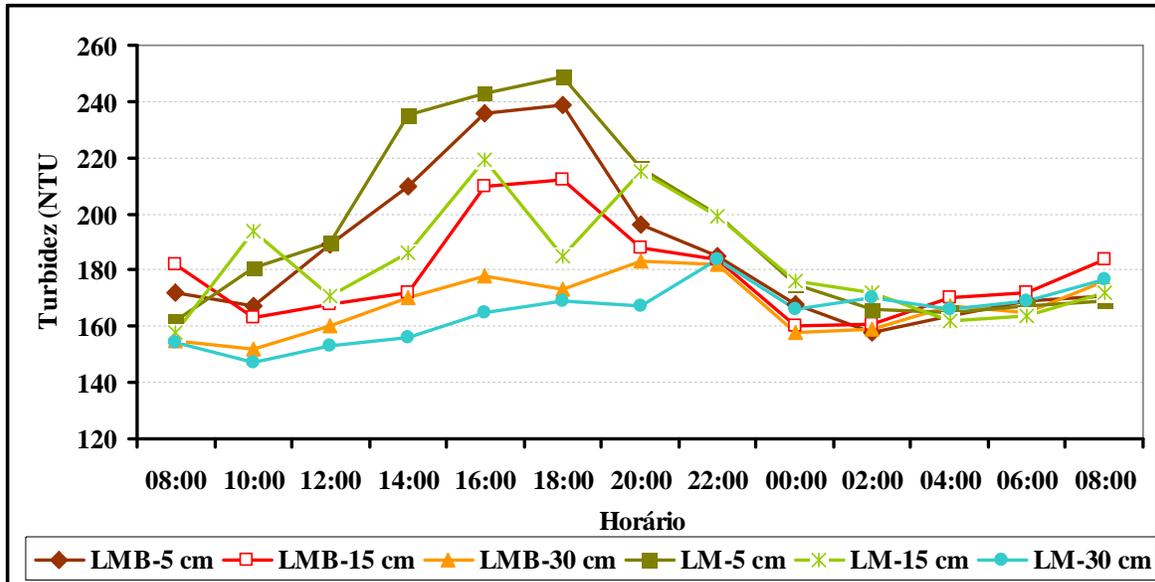


Figura 50: Valores de turbidez nas diferentes profundidades .

### Condutividade Elétrica

A Figura 51 apresenta o gráfico da condutividade elétrica durante o período de estudo. A condutividade elétrica teve seus maiores valores para LMB e LM, na profundidade de 5 cm às 14:00 horas 4,55 e 4,21 mS/cm, respectivamente.

Segundo ESTEVES (1998), normalmente observa-se, ao longo do dia, uma redução nos valores de condutividade elétrica em ambientes produtivos devido à absorção de nutrientes pelas algas.

Observou-se que os valores de condutividade das lagoas sofreu um decréscimo após as 14:00 para todas as profundidades estudadas.

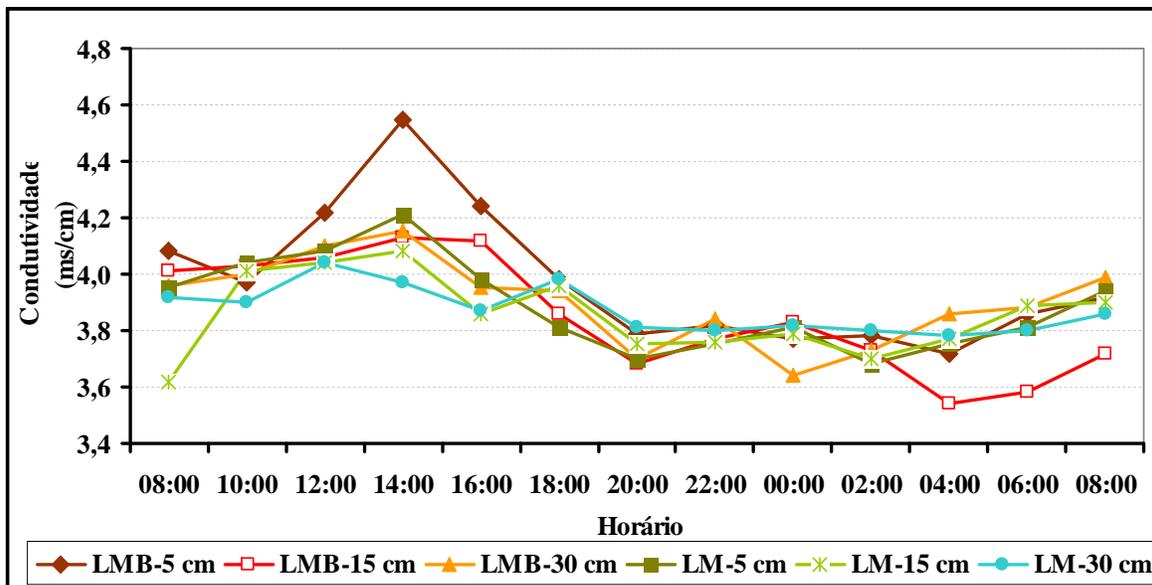


Figura 51: Valores de condutividade nas diferentes profundidades para LMB e LM.

### Nutrientes ( $\text{N-NH}_4^+$ , $\text{N-NO}_2^-$ , $\text{N-NO}_3^-$ e $\text{P-PO}_4^{3-}$ )

As Figuras 52, 53, 54 e 55 mostram a variação na concentração de amônia, nitrito, nitrato e fosfato, respectivamente, nas profundidades estudadas em LMB e LM durante cada 4 horas do período de estudo.

Os valores de amônia variaram bastante ao longo do dia numa mesma profundidade e não apresentaram uma relação com a temperatura. Este fato pode ser observado, quando no período mais quente das 14:00h, a amônia atingiu seus maiores valores. Devido às elevadas temperaturas e elevada intensidade solar que ocorreu neste período resultou num aumento da biomassa algal e numa atividade fotossintética intensa, a remoção de amônia foi somente via assimilação algal, pelo fato de que o pH não se apresentou suficientemente elevado para que ocorresse a volatilização da amônia, (METCALF e EDDY 1991). As concentrações de amônia são mais altas em todas as profundidades para LM, fato este que confirma a efetividade do biofilme para diminuir as concentrações de amônia em LMB.

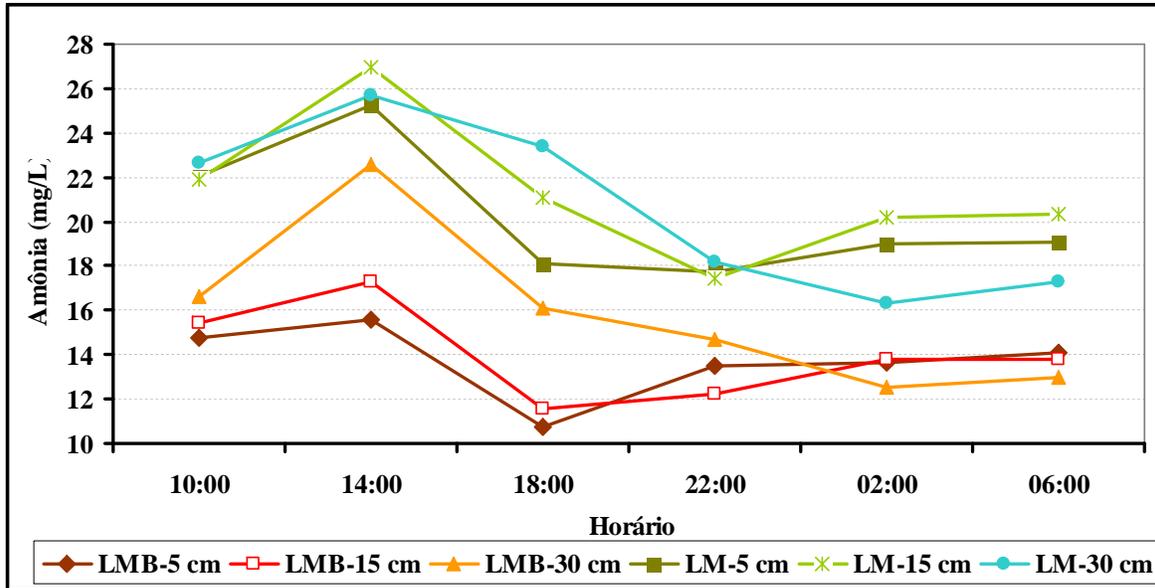


Figura 52: Concentração de Amônia nas diferentes profundidades para LMB e LM.

O nitrito é instável na presença do oxigênio, ocorrendo como uma forma intermediária. O íon nitrito pode ser utilizado pelas plantas como uma fonte de nitrogênio. A presença de nitritos em água indica processos biológicos ativos influenciados por poluição orgânica (REED,1972).

Os valores de nitrito (Figura 53) foram maiores na LMB. Observa-se um aumento deste composto ao longo do período de estudo para LMB e LM. Os valores de nitrato (figura 54) decrescem para LMB e para LM. Ao passo que as concentrações de nitrito aumentaram, as concentrações de nitrato foram diminuindo.

Concentrações de nitratos muito altas demonstram condições sanitárias inadequadas, pois a principal fonte de Nitrogênio Nitrato são dejetos humanos e animais. Os nitratos estimulam o desenvolvimento de plantas, sendo que organismos aquáticos, como algas, florescem na presença destes (REED, 1972).

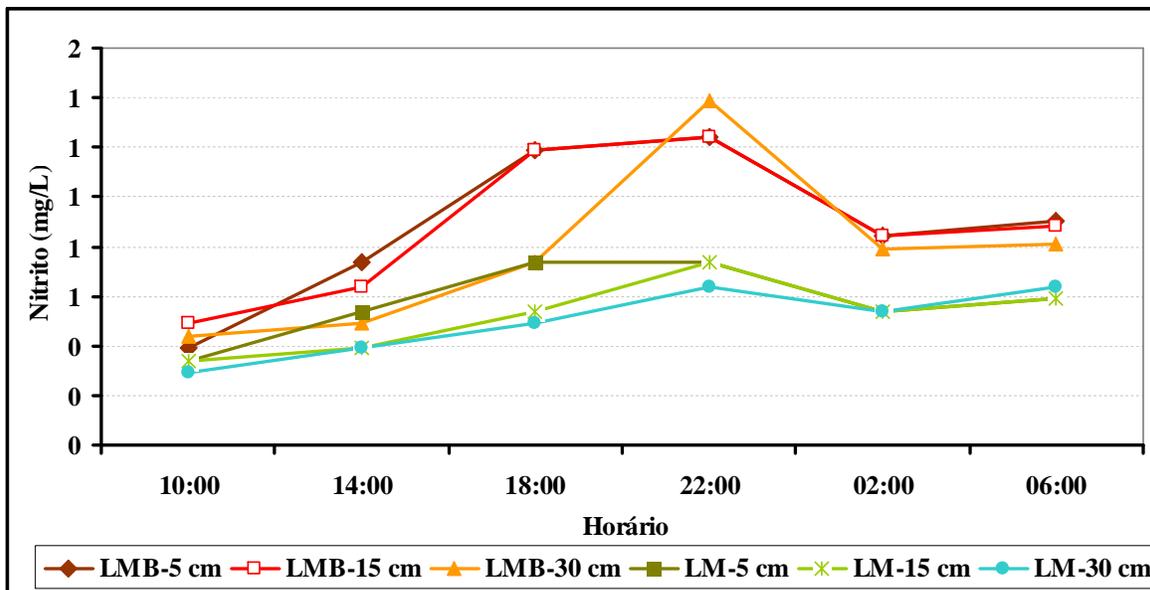


Figura 53: Concentrações de nitrito nas diferentes profundidades para LMB e LM.

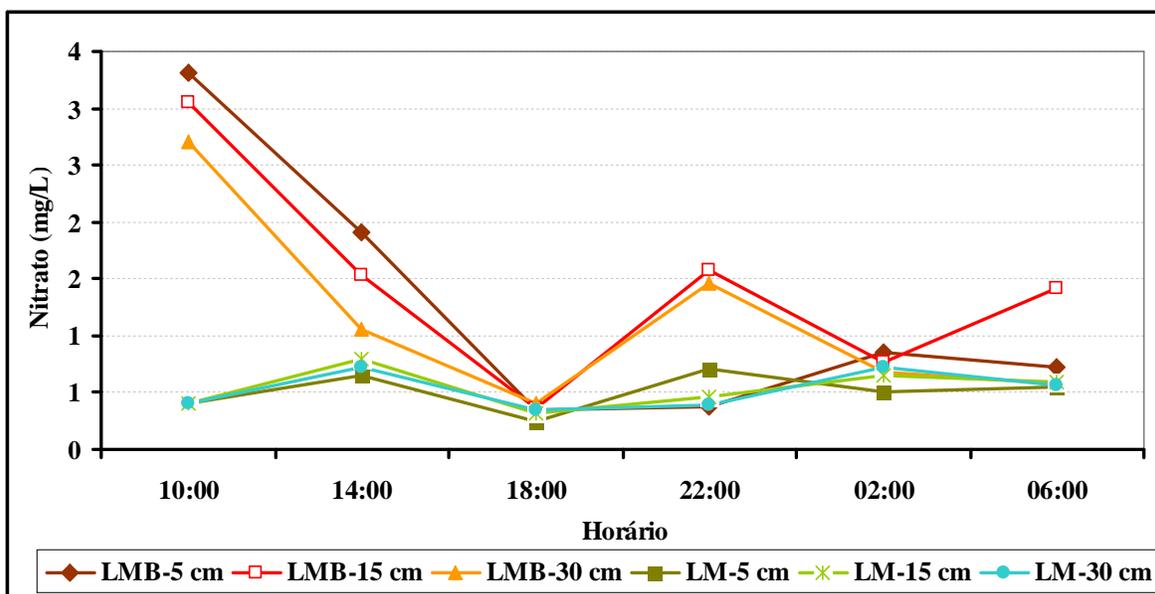


Figura 54: Concentrações de nitrato nas diferentes profundidades para LMB e LM.

A Figura 55 mostra a variação do nutriente fosfato nas 3 profundidades estudadas para LMB e LM. As concentrações de fosfato tiveram seus mais altos valores às 02:00h, e às 06:00 já decresceram novamente. Isto pode ser explicado pela assimilação de fosfato pelos microrganismos. Comparando – se os valores de fosfato com valores de pH nota – se que a

remoção de fosfato foi menor quando o pH decresceu. Segundo von SPERLING (1996), VAN HAANDEL e LETTINGA (1994), nas lagoas de estabilização os principais mecanismos de remoção de fósforo constituem –se na retirada do fósforo orgânico contido nas algas e bactérias do efluente e, a precipitação dos fosfatos em condições de elevado pH.

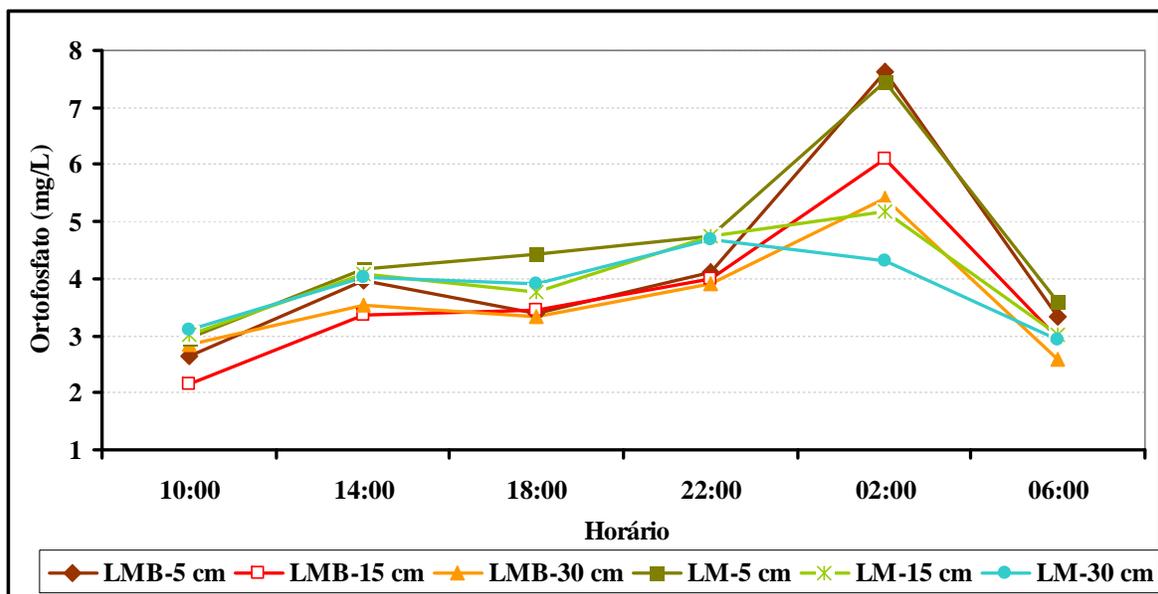


Figura 55: Concentração de fosfato nas diferentes profundidades para LMB e LM.

## DQO

A Figura 56 mostra os valores da concentração de DQO filtrada durante as 24 horas de estudo para as diferentes profundidades de LMB e LM.

Percebe-se haver uma relação entre os valores de DQO e as profundidades de LM, onde as maiores concentrações de matéria orgânica ocorreram em geral nas partes mais profundas. Para LMB a relação de profundidade e DQO não foi verificada. Em estudos de OLIJNYK (2005), não houve uma relação entre os valores de DQO e as profundidades de uma lagoa facultativa.

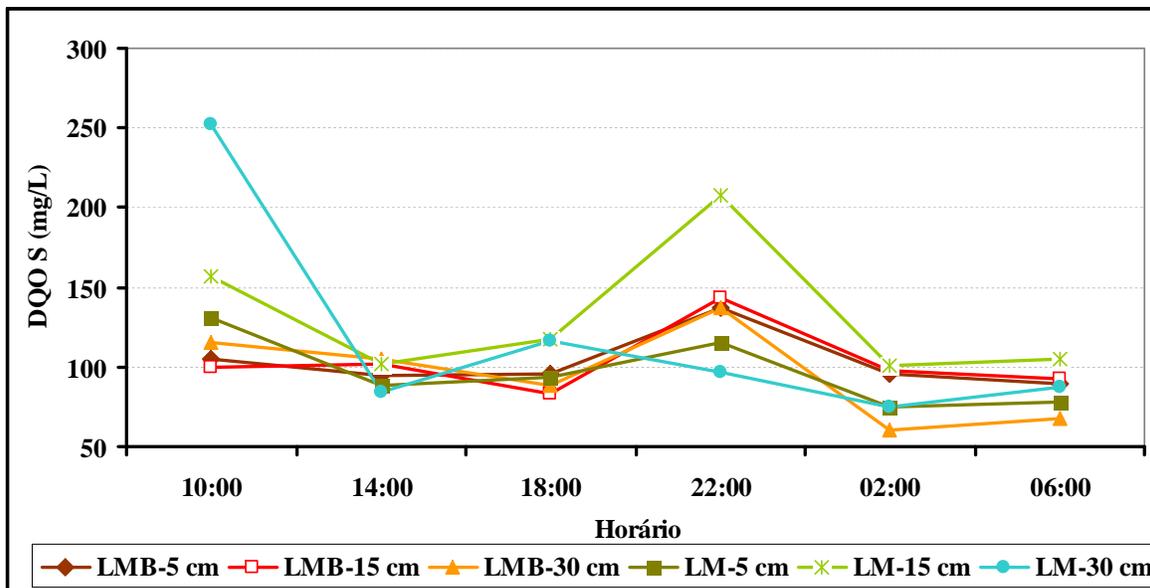


Figura 56: Variação de DQO durante as 24 horas de estudo nas diferentes profundidades para LMB e LM.

### Sólidos Suspensos (SS) e Biomassa Algal

Os sólidos suspensos variaram bastante ao longo do período estudado, apresentando valores ligeiramente maiores nos horários mais quentes, conforme pode ser observado na Figura 57. No geral os maiores valores encontram-se perto à superfície e os menores valores próximos ao fundo. Os valores de LMB são menores se comparado com LM, isto devido ao fato de que muitos dos sólidos que ficariam suspensos em LMB se aderiram às placas de PVC para formar o biofilme microbiano.

A Figura 58 mostra o peso seco algal que relaciona os sólidos suspensos com a clorofila *a*.

O peso seco algal corresponde a aproximadamente 1% da clorofila *a* e 10% do peso seco algal corresponde ao nitrogênio incorporado (ESTEVEZ, 1998).

Em trabalhos de SILVERMAN *et al.* (1983), constataram haver correlação com coeficiente elevado entre alguns parâmetros, tais como: de 0,93 entre o número total de partículas (SS) e a concentração de algas; de 0,90 entre o número de partículas na faixa de tamanho de 2 a 4  $\mu$ m e a concentração total de algas; de 0,93 e 0,96 entre o número de partículas nas faixas de tamanho de 10 a 15  $\mu$ m e de 15 a 20  $\mu$ m, respectivamente, com a concentração de algas

verdes. Os mesmos autores citam também que as algas são responsáveis diretamente pelo aumento da turbidez.

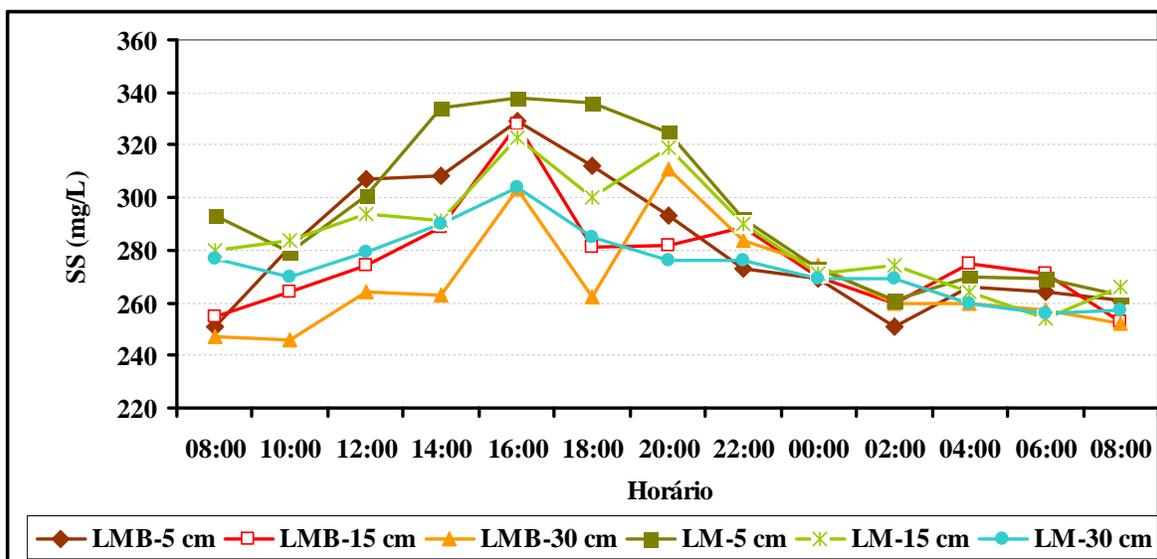


Figura 57: Concentração de Sólidos suspensos para as diferentes profundidades.

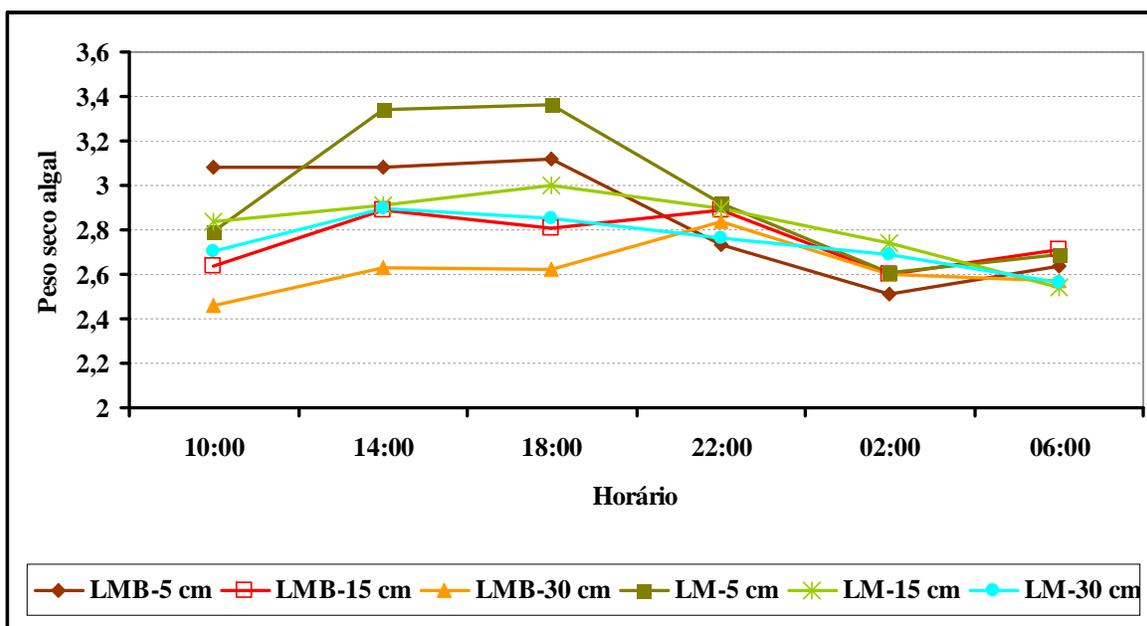


Figura 58: Variação de Peso seco algal durante as 24 horas de estudo nas diferentes profundidades para LMB e LM.

Para se manter as condições ótimas de funcionamento de uma lagoa deve haver uma comunidade de algas na camada superior da lagoa. Um indicador comum da presença e da quantidade de biomassa de algas é a clorofila *a*.

Os resultados de Clorofila *a* obtidos a cada 4 horas do período de estudo para diferentes profundidades, encontram-se na Figura 59. Em geral, variou bastante, alcançando seus valores máximos nos mesmos momentos em que ocorreram as maiores temperaturas e as maiores concentrações de OD.

Segundo JORDÃO e PÊSSOA (1995) e MENDONÇA (1990), as algas, necessitando luz solar, se localizam preferencialmente na camada superior, normalmente de 15 a 40 cm de profundidade.

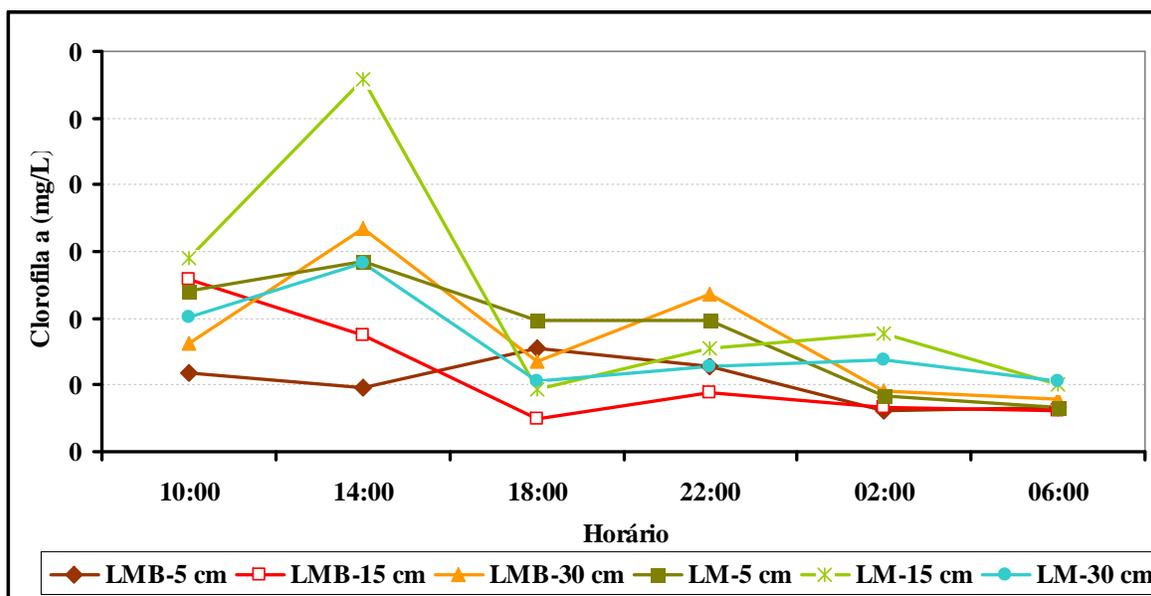


Figura 59: Concentrações de clorofila “a” nas diferentes profundidades para LMB e LM.

A ocorrência de estratificação térmica nos sistemas de lagoas de maturação resultou em compartimentos verticais metabolicamente diferenciados, onde a natureza e magnitude dos processos foram governados pela disponibilidade e distribuição de recursos dissolvidos e particulados no meio líquido, em resposta à diferenciação física, química e biológica do sistema.

## 6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

### 6.1 CONCLUSÕES

Decorrente dos resultados apresentados e discutidos pode-se concluir que:

Levando-se em conta as condições de funcionamento do sistema, LMB e LM apresentaram-se percentagens de remoção satisfatórias para *Coliformes totais*, *fecais*, amônia, fósforo, DBO<sub>5</sub> e DQO.

Comparando-se LMB com LM evidenciou-se o melhor desempenho de LMB para a maioria dos parâmetros estudados, principalmente para o fósforo.

Os resultados indicaram que, além de processos de volatilização e fixação de amônia, possivelmente houve também processo de nitrificação em LMB, favorecido pela presença do biofilme, no qual foi detectada a presença de bactérias nitrificantes.

A correlação estatística de *Spearman* verificou a linearidade entre os parâmetros. A temperatura, intensidade luminosa e pH influenciaram a maioria dos parâmetros físico-químicos e biológicos, seja por correlações positivas que induziu o aumento das concentrações dos parâmetros em estudo ou por correlações negativas que induziu a ocorrência da diminuição das concentrações dos parâmetros de estudo.

Pode-se concluir ao nível de significância de 0,05 (5%), que houve diferença significativa estatisticamente para o disco de Sechi entre LMB e LM, sendo que o valor médio de todos os tratamentos foi distinto, o maior valor médio do disco de Sechi ocorreu para LMB. Da mesma forma, ocorreu diferença estatisticamente significativa na perda de vazão, sendo que em LF houve a maior perda de vazão média, não existindo diferença entre os valores médios de LM e LMB. Ocorreram também diferenças estatisticamente significativas nas eficiências médias de remoção nos parâmetros DBO, DQO e Fosfato, sendo que o tratamento LMB foi em média mais eficaz que LM.

As algas verdes da espécie *Chlamydomonas spp.* e *Chlorella sp.* que apareceram nos efluentes das lagoas e no biofilme indicam um bom funcionamento do sistema, sempre associadas ao pH elevado e a um meio líquido balanceado em nutrientes.

No biofilme verificou-se que a biomassa heterotrófica constituiu 68% do seu peso seco. Apenas cerca de 31,14% de algas fizeram parte da composição do perifiton das placas de PVC.

O teste de FISH confirmou pela sonda EUB a existência de muitas bactérias isoladas, filamentosas. Fato este que confere a característica heterogênea do biofilme. A confirmação de raras células hibridizadas em Ntspn, indica a existência de microrganismos do gênero *Nitrospina sp.*, responsáveis pelo processo de transformação de nitrogênio nitrito a nitrato (Processo de Nitrificação).

O perfil longitudinal e horário demonstrou que em geral as lagoas são mais eficientes nas horas centrais do dia. Porém, o desempenho das lagoas é aceitável mesmo nas condições mais desfavoráveis, quando se iniciou o monitoramento as 9:00 horas.

O perfil de estratificação térmica (variação nictemeral) pode-se afirmar que as condições climáticas como: temperatura e intensidade de luz influenciaram fortemente nas condições de funcionamento das lagoas para as diferentes profundidades estudadas (5, 15 e 30 cm).

A lagoa facultativa (LF), mesmo operando com TDH de 5 dias apresentou resultados satisfatórios em todos os parâmetros analisados.

O processo de tratamento de esgoto sanitário através da adição de placas de PVC para desenvolvimento de biofilme na lagoa de maturação (LMB) demonstrou-se mais eficiente para remoção de fósforo e nitrogênio, bem como, para a maioria dos demais parâmetros.

## 6.2 RECOMENDAÇÕES

Como recomendações para os próximos estudos destaca-se:

Trabalhar com tempo de detenção hidráulica maior na lagoa facultativa para que se obtenham melhores resultados nas lagoas de maturação.

Para verificar a hidrodinâmica das lagoas de maturação seria conveniente a realização de mais perfis longitudinais e horários.

Para verificar o tipo de fluxo de uma lagoa também seria necessário a aplicação de traçadores para obter o coeficiente de dispersão (d) para o regime hidráulico de fluxo disperso.

Efetuar outros perfis nictemerais. Para verificar com teste ANOVA (análise de variância) se ocorrem variações no perfil vertical de densidades diferentes nas lagoas (não homogeneidade dos parâmetros analisados), provocando alterações no escoamento do efluente e a diminuição do volume útil da lagoa.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AISSE, M.; M. **Sistemas econômicos de tratamento de esgotos sanitários**. ABES Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Capítulo Nacional da AIDIS. 2000, 191 p.

ALLISON, D. G. (2003) **The Biofilm Matrix. Biofouling**. The Journal of Bioadhesion and Biofilm Research. 19, 139-150.

AMANN, R.; AKKERMAN, A. D. L.; Van ELSAS, J. D.; BRUIJN, F. J. **In Situ Identification of micro-organisms by whole cell hybridization with rna-r targeted nuclei acid probes**. Eds. Molecular Microbial Ecology Manual. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 1995, 1-15 p.

APHA – American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. APHA-AWWA-WEF., Washington DC, USA. 1976.

APHA – American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20<sup>th</sup> ed. APHA-AWWA-WEF. New York. 1998.

ARAÚJO, A. L. C.; DUARTE, M. A. C.; MELO, H. N. S.; VIEIRA, J. R. G. MOURA, L. M. **Avaliação da ETE Ponta Negra (Natal-RN). Remoção de matéria orgânica e ciclo do fósforo**. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. 2003.

AYERS, R.S., WESTCOT, D. **Food and agriculture organization of the United Nations, Rome, irrigation and drainage**. Water Quality for Agriculture. N° 29. 1985.

AZEVEDO NETTO, J. M.; PERA, F. A.; VICTORETTI, A. B.; ORTEGA, C.; RODRIGUES, C. M. J.; HESS, L. M.; BRANCO, M. S. **Lagoas de estabilização**. 2ªed. São Paulo, CETESB, 1975, 241p.

AZEVEDO NETTO, J. M.; FERNANDEZ y FERNANDEZ, M.; ARAUJO, R. de; EIJI ITO, A. **Manual de hidráulica**. 8ªed. Editora Edgard Blücher Ltda. São Paulo. 1998.

BABU, M. A.; MUSHI, M. M.; van der STEEN, N.P.; HOOIJMANS, C. M.; GIJZEN H. J. **Nitrification in bulk water and biofilms of algae wastewater stabilization ponds**. In: 7<sup>th</sup> IWA Specialist Conference on Waste Stabilization Ponds. Bangkok, Thailand. 25 – 26 September, 2006.

BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D.; SILVA, C. A. B; RIOS, E. N.; ANDRADE, R. C.; OLIVEIRA, R. B. **Removal in polishing ponds. A case study in southeast brazil E. coli and salmonella**. In: 7<sup>th</sup> IWA Specialist Conference on Waste Stabilization Ponds. Bangkok, Thailand. 25 – 26 September, 2006a.

BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D.; SILVA, C. A. B.; RIOS, E. N.; ANDRADE, R. C.; CHAGAS, R. C. **Removal of helminth eggs in polishing pond. A Case Study in Southeast Brazil.** In: 7 th IWA Specialist Conference on Waste Stabilization Ponds. Bangkok, Thailand. 25 – 26 September, 2006b.

BENTO, A. P., REGINATTO, V., LAPOLLI, F. R. **Remoção de amônia de esgotos tratados em lagoas facultativas com suporte de PVC para desenvolvimento de biofilme.** In: XI Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2004.

BENTO, A. P., **Tratamento de esgoto doméstico em lagoas de estabilização com suportes para o desenvolvimento de perifiton – biofilme.** Tese de Doutorado, Universidade Federal de Santa Catarina, 2005.

BICUDO, C. E. M.; BICUDO R. M. T. **Algas das águas continentais brasileiras.** Fundação Brasileira para o Desenvolvimento do Ensino de Ciências. São Paulo, 1970. 227p.

BITTON, G. **Wastewater Microbiology.** Ed. Wiley – Liss, 1994. 478p.

BRAGA, B *et al.* **Introdução à engenharia ambiental.** São Paulo: Ed. Prentice Hall do Brasil, 2002, 318 p.

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

BUCHANAN, G. J. **Biochemistry and Molecular Biology of Plants.** Am Soc. Plant. Physiology, 2000.

BUSSAB, W.O.; MORETIN, P.A. **Medidas Resumo.** in BUSSAB, W.O.; MORETIN, P.A. Estatística Básica. 5ª Edição. São Paulo: Saraiva, 2002. p.35-68

COLLEY, D. R. J.; DONNISON, A. M.; SPEED, D. J.; ROSS, C. M.; NAGELS, J. W. **Inactivation of faecal indicator micro-organisms in waste stabilisation ponds: interactions of environmental factors with sunlight.** Wat. Res. Vol. 33, No. 5, pp. 1220±1230, 1999.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente – Resolução 357/05. **Dispõe da classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, 2005.** [www.cetesb.sp.gov.br](http://www.cetesb.sp.gov.br) . Data de acesso, 10 de fevereiro de 2007.

CHARACKILIS, W. G.; MARSHALL, K. C. **Biofilms.** New York: John Wiley & Sons, Inc. 1990, 796p.

CHERNICHARO, C. A. L. **Tratamento anaeróbio de esgotos sanitários**. In: ABES. Curso Básico de Esgotos Sanitários. Módulo III Tratamento. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte, março 1995. *apud* von SPERLING, M. **Princípio biológico do tratamento biológico de águas residuárias**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG. Belo Horizonte, 1996, 211p.

D' AVIGNON, A.; *et al.* ROVERE, L. E. (Coordenador). **Manual de auditoria ambiental de estações de tratamento de esgotos**. Ed. Qualitymark. Rio de Janeiro, 2002, 160 p.

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

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 1998, 602 p.

GLOYANA, E. F. **Estanques de estabilizacion da águas residuales**. Organización de La Salud. Ginebra, 1973, 193p.

GOMES, L. A.; PEDROZA, M. M.; LIMA, M. G. S.; ARAÚJO, G. M.; SANTOS, E. F. **Análises das concentrações de nitrogênio amoniacal e ortofosfato solúvel em um sistema de lagoas de estabilização em série, localizado no município de Juazeiro do Norte, CE**. 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 14 a 19 de Setembro 2003 - Joinville - Santa Catarina.

GOTARDO, J. T., BENTO, A. P., SEZERINO, P. H., OLIJNYK, D.P., PHILLIPI, L.S., LAPOLLI, F. R. **Adaptação de parâmetros de projeto para lagoas facultativas de tratamento de esgotos domésticos na região sul do Brasil**. In: XXIX Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2004, San Juan de Porto Rico. Anais do XXIX Congresso AIDIS, 2004.

GOTARDO, J. T. **Perfil longitudinal de uma lagoa facultativa de tratamento secundário de esgoto doméstico aplicada nas condições ambientais do sul do Brasil**. Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós – Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, 2005.

IBEGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000**. [www.ibge.gov.br](http://www.ibge.gov.br). Data de acesso, 02 de outubro de 2006.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. ABES, 1995, 720 p.

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. *apud* MBWELE, L.; RUBINDAMAYUGI, M.; KIVAIISI, A.; DALHAMMAR, G. **Performance of a small wastewater stabilization pond system in tropical climate in Dar Es Salaam, Tanzania**. Wat. Sci. Tec., 48(11-12):187-191, 2003.

KELLNER, E.; PIRES, E. C. **Lagoas de estabilização: projeto e operação**. Rio de Janeiro: ABES. 1998. 244p.

KHIN, T; AJIT A, P, A. **Novel microbial nitrogen removal process**. Biotechnology Advances .N. 22, 2004, 519-532.

KÖNIG, A. (1990) **Biologia das lagoas: algas**. Capítulo 2: In MENDONÇA, S. R. **Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: novos conceitos**. João Pessoa Editora Universitária/UFPb, 2000.

KÖNIG, A.; SOUZA, M. S. M.; FLORENTINO, I. Q. B.; CEBALLOS, B. S. O. **Observações sobre a população de microalgas de uma lagoa facultativa secundária**. 3º Congresso Brasileiro de Ecologia, 1996.

LAACK, R. **Wastewater engineering desing for unsewered areas**. 2ed. Pennsylvania: Technomic Publishing Company, Inc. 1986, 171p.

LAPOLLI, F. R.; DIAS, F. C. V.; BENEDET, W. Y.; LOBO-RECIO, M. A.; JUNGLES, M. K. **Municipal wastewater secondary treatment through facultative ponds, conventional and with pvc supports for biomass attachment**. In: 7 th IWA Specialist Conference on Waste Stabilization Ponds. Bangkok, Thailand. 25 – 26 September, 2006.

LAPOLLI, F. R.; BENTO, A. P.; PHILIPPI, L. S.; LOBO-RECIO, M. A.; OLIJINYK, D. P. **The thermal stratification influence in a facultative stabilization pond for the domestic wastewater secondary treatment in south of brazil**. In: 7 th IWA Specialist Conference on Waste Stabilization Ponds. Bangkok, Thailand. 25 – 26 September, 2006.

LOPRETO, E. C. e TELL,G. **Ecosistemas de águas continentais – metodologias para seu estudo**. v2. La Plata, Ediciones SUR, 1995, 895p.

MACÊDO, J. A B. **Métodos laboratoriais de análises físico-químicas e microbiológicas**. 2ed. Belo Horizonte-MG. 2003, 450p.

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. 1992. 121p.

MARA; D. D.; **Low – cost wastewaster treatment in waste stabilization ponds and waste stabilization reservoirs in Brazil**. In: Seminário internacional: Tendências no tratamento simplificado de águas residuárias domésticas e industriais. Belo Horizonte, 6-8 março 1996. DESA – UFMG. apud von SPERLING, M. **Lagoas de estabilização**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG. Belo Horizonte. 1996, 134p.

MARA, D. D. **Speakers notes**. In: 5th IWA/NZWWA International Conference on Waste Stabilization Ponds. Pre- conference Workshop – 2nd April 2002, New Zealand. 2002. apud GOTTARDO, J. T. **Perfil longitudinal de uma lagoa facultativa de tratamento secundário de esgoto doméstico aplicada nas condições ambientais do sul do Brasil**.

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós – Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, 2005.

MARA, D. D. **Speakers notes**. In: 5th IWA/NZWWA International Conference on Waste Stabilization Ponds. Pre- conference Workshop – 2nd April 2002, New Zealand. 2002.

MAYNARD, H. E.; OUKI, S. K.; WILLIAMS, S. C. **Tertiary lagoons: a review of removal mechanisms and performance**. Water Research. v33. n7. p 1-13. 1999.

MBWELE, L.; RUBINDAMAYUGI, M.; KIVAIISI, A.; DALHAMMAR, G. **Performance of a small wastewater stabilization pond system in tropical climate in Dar Es Salaam, Tanzania**. Wat. Sci. Tec., 48(11-12):187-191, 2003.

MENDONÇA, S. R. **Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: novos conceitos**. João Pessoa Editora Universitária/UFPb. Cap. 6. p 235 – 277. 2000.

MENDONÇA, S. R. **Sistemas de lagunas de estabilización**. Columbia: Editora Nomos S.A.. Cap. 7. p 198 – 254. 2000.

METCALF and EDDY, Inc. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. Mc Graw Hill, 4th Edition, 2003.

MINISTÉRIO DA SAÚDE, Portaria nº 518 de março de 2004. **Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências**. [www.portal.saude.gov.br](http://www.portal.saude.gov.br). Data de acesso, 10 de fevereiro de 2007.

MIRANDA, A. L. B. **Análise estrutural da comunidade periférica sobre Laersia hexandra em ambientes lóticos da região carbonífera do Baixo Jacuí, Rio Grande do Sul, Brasil**. Dissertação. Instituto de Biociências. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 1996. 113 p.

MUTTAMARA, S.; PUETPAIBOON, U. **Nitrogen removal in baffled waste stabilization ponds**. *Water Science and Technology*. Vol. 33, nº 7. 173-181 p. 1996.

NETER, J.N.; WASSERMAN, W. AND KUTNER, M.H. **Single-Factor ANOVA Model and Tests**. In: NETER, J.N.; WASSERMAN, W. AND KUTNER, M.H. *Applied Linear Statistical Models*. 3ª Edição. Boston, EUA: Richard D. Irwin Inc., 1990a. p.519-567.

NETER, J.N.; WASSERMAN, W. AND KUTNER, M.H. **Analysis of Factor Level Effects**. In: NETER, J.N.; WASSERMAN, W. AND KUTNER, M.H. *Applied Linear Statistical Models*. 3ª Edição. Boston, EUA: Richard D. Irwin Inc., 1990b. p.568-606

NETER, J.N.; WASSERMAN, W. AND KUTNER, M.H. **Inference in Regression Analysis**. In: NETER, J.N.; WASSERMAN, W. AND KUTNER, M.H. *Applied Linear Statistical Models*. 3ª Edição. Boston, EUA: Richard D. Irwin Inc., 1990c. p.62-112

NOGUEIRA, R. A. M.; DUARTE, S. P.; SANTANA, W. J.; SILVA, M. A. N. **Identificação e quantificação de fungos filamentosos na lagoa de maturação do sistema de tratamento de esgoto do município de Juazeiro do Norte – Ceará.** (II-146) In: VIII Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – SIBESA. 17 -22 de setembro, Fortaleza – CE, 2006.

OLIJNYK, D. P. **Influência da estratificação térmica no tratamento de esgotos domésticos por lagoas de estabilização facultativas.** Trabalho de Conclusão de Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, 2005.

PEARSON, H.W.; MARA, D.D.; BARTONE, C.R. Guidelines for the minimum Evaluation of the performance of Full-Scale Waste Stabilization Pond Systems. *Wat. Res.*, v.21, n.9, 1987. p1067-1075. In: KELLNER, E.; PIRES, E. C. (1998). **Lagoas de estabilização: projeto e operação.** Rio de Janeiro: ABES, 244p.

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, 2004.

PICOT, B.; ANDRIANARISON, T.; WANG, X.; QIU, J.; BRISSAUD, F.; **Modelling the fate of nitrogen in maturation ponds.** In: 7 th IWA Specialist Conference on Waste Stabilization Ponds. Bangkok, Thailand. 25 – 26 September, 2006.

POLPRASERT, C.; AGARWALLA, B. K. **Significance of biofilm activity in facultative pond design and performance.** *Wat. Sci. Tec.*, 31(12):119-128, 1995.

RAMALHO, R. S. **Introduction to wastewater treatment processes.** Ed. Academic Press, INC. London, 403p.

RAVEN, P. H.; EVERT, R. F.; EICHHORN, S. E. **Biologia Vegetal.** 5ªed. Rio de Janeiro, 1996.

REED, S. C. **Nitrogen removal in wastewater stabilization ponds.** *Journal of Water Pollution Control Federation*, 57(1), 39 – 45p. *apud* BENTO, A. P., **tratamento de esgoto doméstico em lagoas de estabilização com suportes para o desenvolvimento de perifiton – biofilme.** Tese de Doutorado, Universidade Federal de Santa Catarina, 2005.

REED, S. C. **Wastewater management by disposal on the land Hanover.** New Hampshire, Corps of Engineers – U.S. Army, (Report, 171) 1972.

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. 17 -22 de setembro, Fortaleza – CE, 2006. 1-5.

SCOTT, P. H., GROSS, P. M.; BASKARAN, K.; CONNOR, M.A. **Experimental studies for improved nitrification in shallow lagoon systems**. Wat. Sci. Tech., Vol. 29, N°. 4, pp.305-308, 1994.

SILVA, S. A. e MARA, D. D. **Tratamentos biológicos de águas residuárias – lagoas de estabilização**. Rio de Janeiro, ABES.1979.140p.

SILVERMAN, G.S.; NAGY, L.A.; OLSON, B.H. **Variations in particulate matter, algae and bacteria in an uncovered, finished-drinking-water reservoir**. Journal American Water and Wastewater Association, USA v.75, n.4, p.191-195, 1983.

SLADECKOVÁ, A. L. **Limnological investigations methods for the periphyton community**. 1962. Bot. Ver. 28(2): 286-350.

SOARES, S. R. A. e BERNARDES, R. S. **Revisão do critério da taxa de aplicação superficial no dimensionamento de lagoas facultativas**. In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, **anais...**, 2001a, João Pessoa. ABES. CD-ROM.

SPIEGEL, M. R. **Estatística**. Tradução e Revisão Técnica Pedro Consentino. 3ed. Makron Books, São Paulo. 1993, 768p.

SLESS, J. B. **Biological and chemical aspects of stabilization ponds desing**. Reviews on Environmental Health. Vol 1, pp. 327 – 354. *apud* SILVA, S. A. e MARA, D. D. **Tratamentos biológicos de águas residuárias – lagoas de estabilização**. Rio de Janeiro, ABES.1979.140p.

STATSOFT, Inc. **Statistic: data analysis software system**. Version 6.0. 2001. [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com).

STREBLE, H. e KRAUTER, D. **Atlas de los microorganismos de agua dulce – La vida em uma gota de água**. 1985, 337p.

SUTHERLAND, I. W. (2001) **Biofilm exopolysaccharides: a strong and sticky framework**. Microbiology. 147, 3-9.

UEHARA, Michele Y.; VIDAL, Waldo L. **Operação e manutenção de lagoas anaeróbias e facultativas**. São Paulo, CETESBE (Séries Manuais). 1989. 89p.

VALERO, C. M. A.; MARA, D. D. **Nitrogen removal in maturation ponds: tracer experiments with <sup>15</sup>n-labelled ammonia**. In: 7 th IWA Specialist Conference on Waste Stabilization Ponds. Bangkok, Thailand. 25 – 26 September, 2006.

VALERO, C. M. A.; MARA, D. D. **Nitrogen removal via ammonia volatilization in maturation ponds**. In: 7 th IWA Specialist Conference on Waste Stabilization Ponds. Bangkok, Thailand. 25 – 26 September, 2006.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande (PB). 1994.

VOGEL, A. I. **Análise química quantitativa**. 5ed. Rio de Janeiro – RJ, Editora LTC, 1992, 712 p. ISBN 8521610874.

von SPERLING, M. **Lagoas de estabilização**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG. Belo Horizonte. 1996, 134p.

von SPERLING, M. **Relationship between first-order decay coefficients in ponds, for plug flow, cstr and dispersed flow regimes**. Water Science and Technology. V45. n1. p 17-24. 2002.

von SPERLING, M.; JORDÃO, E.; KATO, M. T.; SOBRINHO, P. A.; BASTOS, R. K. X.; PIVELLI, R. **Lagoas de estabilização**. Capítulo 7. In: GONÇALVES, R. F. (coordenador). **Desinfecção de Efluentes Sanitários**. PROSAB 3 Rio de Janeiro: ABES, RIMA, 2003. 422p.

von SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG. Belo Horizonte, 2005, 452p.

YAN, Y.; JAMESON, J. G. **Application of the Jameson cell technology for algae and phosphorus removal from maturation ponds**. Int. J. Miner. Process. N.73, 2004, 23-28p.