



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



FLÁVIA DE ALMEIDA TAVARES

**REÚSO DE ÁGUA E POLIMENTO DE EFLUENTES DE LAGOAS
DE ESTABILIZAÇÃO POR MEIO DE CULTIVO CONSORCIADO
DE PLANTAS DA FAMÍLIA *LEMNACEAE* E TILÁPIAS.**

Florianópolis, SC
Outubro/2008

FLÁVIA DE ALMEIDA TAVARES

**REÚSO DE ÁGUA E POLIMENTO DE EFLUENTES DE LAGOAS
DE ESTABILIZAÇÃO POR MEIO DE CULTIVO CONSORCIADO
DE PLANTAS DA FAMÍLIA *LEMNACEAE* E TILÁPIAS.**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa
Catarina, como requisito parcial para a obtenção do título
de Doutor em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.

Florianópolis, SC
Outubro/2008

Tavares, Flávia de Almeida

Reúso de água e polimento de efluentes de lagoas de estabilização por meio de cultivo consorciado de plantas da família *Lemnaceae* e tilápias. Flávia de Almeida Tavares – Florianópolis, 2008. 237p.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental.

Título em Inglês: Wastewater treatment and Reuse through tilapia and duckweed production.

1. Reúso. 2. Lemnáceas. 3. Tilápias 4. Lagoas de estabilização

“REÚSO DE ÁGUA E POLIMENTO DE EFLUENTES DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO POR MEIO DE CULTIVO CONSORCIADO DE PLANTAS DA FAMÍLIA *LEMNACEAE* E TILÁPIAS”

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

DOUTORA EM ENGENHARIA AMBIENTAL
na Área de Engenharia Ambiental.

Aprovado por:

Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.
(Orientador)

Profa. Rejane Helena Ribeiro da Costa, Dra.

Profa. Cátia Regina S. de Carvalho Pinto, Dra.

Rodrigo Roubach, Dr.

Prof. Juan Esquivel, Dr.

Prof. João Bosco Rozas Rodrigues, Dr.
(Suplente)

Prof. Sebastião Roberto Soares
(Coordenador)

Florianópolis, SC
Outubro/2008

AGRADECIMENTOS

À Deus que me ajudou a ter fé e conseguir ir adiante nos momentos mais difíceis.

À minha família pela colaboração, compreensão, incentivo e apoio em todos os momentos.

Ao meu noivo Julio Cesar por seu grande amor e compreensão em todas as horas.

Ao meu orientador, professor Flávio Lapolli pela orientação, amizade e confiança em meu trabalho.

Ao meu eterno orientador espiritual João Bosco, pela orientação, amizade e orações que tanto ajudaram.

A professora Débora por todo apoio, amizade e dicas importantes durante todo o doutorado.

À banca examinadora pelas sugestões e críticas positivas para a melhoria do trabalho.

Ao Juan e Betina e todo o pessoal da Piscicultura Panamá pela grande amizade e fornecimento dos alevinos a qualquer hora.

Ao meu amigo lemnáceo Rodrigo Mohedano por sua amizade e colaboração durante todo o desenvolvimento do trabalho.

Ao pessoal do LaRA, principalmente Mariele e Iracema pela união, amizade e colaboração para o desenvolvimento da pesquisa.

Ao meu amigo Aquiles por toda a orientação, aprendizado e informações relevantes para o projeto.

Ao pessoal do laboratório LIMA, principalmente Arlete e D. Eliane pela ajuda nas análises e risadas nos momentos mais difíceis.

Ao pessoal do LAPAD pelas análises bromatológicas e grande aprendizado.

Ao Rafael e S. Lauro por todo o apoio e dedicação durante o desenvolvimento dos experimentos.

Aos companheiros de minha turma, pelos momentos bons e pelos conhecimentos adquiridos dentro e fora da sala de aula.

Aos meus amigos e familiares que sempre torceram por mim.

Ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina pela oportunidade para desenvolver a presente pesquisa.

À CASAN por possibilitar o espaço físico para a instalação do experimento.

Ao CNPQ, pela bolsa adquirida, fazendo possível que o doutorado se realizasse com êxito.

A todos, que de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho.

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	1
1.1.	Panorama do tratamento de esgotos no Brasil	1
1.2.	O Reúso de efluentes domésticos	1
1.3.	O Reúso de água em piscicultura	2
1.4.	A prática da piscicultura em efluentes de lagoas de estabilização	4
1.5.	Aspectos relevantes e a sustentabilidade da tilapicultura no Brasil	6
1.6.	Utilização de lemnáceas no polimento de efluentes domésticos e como fonte alternativa de alimento para peixes	6
1.7.	Justificativa	9
1.8.	Hipóteses e Questões de pesquisa	10
2.	OBJETIVOS	12
2.1.	Objetivo geral	12
2.2.	Objetivos específicos	12
3.	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	13
3.1.	Reúso de água na gestão de recursos hídricos	13
3.1.1	O crescimento da demanda de água no Brasil e suas conseqüências	13
3.1.2.	Regulamentação do Reúso de Água	15
3.2.	Reúso de água em piscicultura	16
3.2.1.	Reúso de água em piscicultura no mundo	16
3.2.2.	Reúso de água em piscicultura no Brasil.	17
3.2.3.	Aspectos sensoriais e toxicológicos dos peixes produzidos	25
3.2.4.	Aspectos sanitários do reúso de efluentes doméstico na piscicultura	26
3.2.5.	Produtos químicos presentes no esgoto que representam perigo	30

	a saúde humana e sobrevivência dos peixes	
3.3	A piscicultura	31
3.3.1.	A expansão da aqüicultura no Brasil e no mundo	31
3.3.2.	As tilápias e seu cultivo no Brasil	33
3.3.3.	Fatores relevantes para o cultivo de tilápias em águas residuárias	35
3.3.4.	A utilização do efluente de lagoas de estabilização na piscicultura	36
3.4.	A utilização de macrófitas aquáticas no tratamento secundário/polimento de efluentes	44
3.4.1.	As lemnáceas – características gerais	48
3.4.2.	Princípio do tratamento com lemnáceas e suas funções	51
3.4.3.	Parâmetros de projeto e aspectos a serem considerados na implantação de sistemas com lemnáceas	56
3.4.4.	Particularidades dos sistemas de tratamento com lemnáceas	58
3.4.5.	Produção de Biomassa e Valor Nutricional das Lemnáceas	63
3.4.6.	Contribuição sanitária de sistemas com lemnáceas – remoção de patógenos	64
3.4.7.	Utilização de lemnáceas como alimento em cultivo de peixes	65
4.	METODOLOGIA	67
4.1.	Localização da pesquisa e Sistema de Reúso Piloto	67
4.2.	Montagem das instalações e testes preliminares	68
4.3.	Experimentos realizados	70
	- Sistema de tratamento com lemnáceas	70
	- Tanques de produção de peixes	71
4.3.1.	Experimento 1 - Reúso de efluentes domésticos no cultivo de tilápias vermelhas alimentadas com lemna seca	73
	- Delineamento experimental	74
	- Processo de secagem das plantas	74

- Composição das dietas experimentais	75
4.3.2. Experimento 2 - Reúso de efluentes domésticos no cultivo de tilápias vermelhas alimentadas com lemna peletizada	76
- Delineamento experimental	76
- Composição das dietas experimentais	76
- Processo de peletização das lemnáceas	77
- Toxicidade Específica: Ensaio da Freqüência de Micronúcleos	78
- Análises histopatológicas	89
- <i>VARIÁVEIS COMUNS AOS EXPERIMENTOS 1 E 2</i>	81
- Dados climáticos	81
- Eficiência de remoção de agentes poluidores pelas lemnáceas	91
- Capacidade de polimento dos tanques de peixes	82
- Análises bromatológicas	82
- Análises de nutrientes (N e P) nas plantas	83
- Quantificação da produção de biomassa de lemnáceas	83
- Biometrias e Parâmetros de crescimento dos peixes	84
- Produtividade do viveiro (Zooplâncton e biomassa algal)	85
- Condição sanitária dos peixes	89
- Análise de metais pesados	91
- Análise econômica	91
- Análise econômica – produção de lemnáceas em escala real	91
4.4. Monitoramento geral dos sistemas nos 2 experimentos	92
4.4.1. Amostragens	92
4.4.2. Variáveis de monitoramento e metodologias empregadas	92
- Variáveis físico-químicas	192
4.5. Cálculos	94
4.5.1. Tempo de Retenção hidráulica	94
4.5.2. Taxa de aplicação superficial	94
4.5.3. Eficiência de remoção	94
4.5.4. Balanço de nitrogênio	94
4.5.5. Análise dos dados	95

4.5.6.	Análise estatística	95
	- Análise exploratória dos dados	96
	- Análise de variância	96
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	97
5.1	Experimento 1- Reúso de efluentes domésticos no cultivo de tilápias vermelhas alimentadas com lemna seca	97
5.1.1.	Parâmetros físicos e Dados Climáticos	97
5.1.2.	Análise descritiva e perfil das variáveis físico-químicas	101
5.1.3.	Eficiência de remoção e comportamento das variáveis físico-químicas do Sistema de reúso piloto	119
5.1.4.	Desempenho do sistema de lemnáceas na remoção de poluentes	121
5.1.5.	Capacidade de polimento dos tanques de peixes e qualidade da água	127
5.1.6.	Parâmetros zootécnicos dos peixes cultivados no Sistema de Reúso.	132
5.1.7.	Análise microbiológica – condição sanitária dos peixes cultivados	139
5.1.8	Produtividade do viveiro	142
5.1.9.	Planejamento econômico da produção de tilápias alimentadas com lemnas secas em Sistemas de Reúso de esgoto doméstico tratado	147
5.1.10.	Produção e valor nutricional biomassa de lemnáceas	153
5.2	Experimento 2 - Reúso de efluentes domésticos no cultivo de tilápias vermelhas alimentadas com lemna peletizada	156
5.2.1.	Análise descritiva dos parâmetros físicos e dados climáticos	156
5.2.2.	Análise descritiva e perfil das variáveis físico-químicas	159
5.2.3.	Eficiência de remoção e comportamento das variáveis físico-químicas do Sistema de reúso piloto	177
5.2.4.	Capacidade de polimento dos tanques de peixes e qualidade da	182

água	
5.2.5. Parâmetros zootécnicos dos peixes cultivados no Sistema de Reúso	186
5.2.6. Análise microbiológica – condição sanitária dos peixes cultivados	191
5.2.7. Produtividade do viveiro	192
5.2.8. Testes toxicológicos e análises histológicas	196
5.2.9. Planejamento econômico da produção de tilápias alimentadas com lemna peletizada em sistema de reúso de esgoto doméstico tratado.	205
5.2.10. Produção e valor nutricional da biomassa de lemnáceas	209
6. CONCLUSÕES	210
7. RECOMENDAÇÕES	214
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	216

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.	Características de cultivo nos tanques piscícolas.	21
Tabela 2.	Diferenças das etapas realizadas no experimento de Viçosa.	23
Tabela 3.	Tratamentos utilizados no experimento relativo à produção de peixes e polimento de efluentes.	24
Tabela 4.	Critérios de qualidade microbiológica para reúso em aquicultura.	29
Tabela 5.	Qualidade bacteriológica de peixes em função da contagem total de bactérias	30
Tabela 6.	Composição das dietas experimentais do Experimento 1 na matéria seca.	75
Tabela 7.	Composição das dietas experimentais do Experimento 2 na matéria seca.	77
Tabela 8	Características dos dois sistemas de lemnáceas avaliados no presente estudo.	93
Tabela 9.	Métodos analíticos utilizados e frequência de análise no Sistema de Reúso Piloto.	101
Tabela 10.	Dados climatológicos médios registrados durante o experimento 1.	120
Tabela 11.	Valores médios, desvio-padrão e eficiência de remoção das variáveis analisadas nos Sistema de Tratamento com Lemnáceas no período de Outubro de 2006 a Março de 2007; (n=26)	127
Tabela 12.	Valores médios, desvio-padrão e eficiência de remoção das variáveis analisadas nos Tanques de Cultivo de peixes alimentados com lemnas secas no período de Outubro de 2006 a Março de 2007; (n=26)	128
Tabela 13.	Valores médios, desvio-padrão e eficiência de remoção das variáveis analisadas nos Tanques de Cultivo de peixes alimentados com ração comercial no período de Outubro de 2006 a Março de 2007 (n=26)	129

Tabela 14.	Análise de Variância para a comparação das eficiências de remoção obtidas no Sistema de Reúso Piloto nos tanques de peixes alimentados com lemnas secas (SPL) e ração comercial (SPR) no período de Outubro de 2006 a Março de 2007.	136
Tabela 15.	Análise de Variância para a comparação dos parâmetros zootécnicos dos peixes cultivados no Sistema de Reúso Piloto alimentados com lemna seca e ração comercial no período de Outubro de 2006 a Março de 2007 (n=18).	139
Tabela 16.	Resultados médios e análise de variância para a comparação da condição sanitária dos peixes cultivados Sistema de Reúso Piloto alimentados com lemna seca e ração comercial no período de Outubro de 2006 a Março de 2007(n=15)	142
Tabela 17.	Análise de metais pesados realizada nos músculos dos peixes cultivados no Sistema de Reúso Piloto	143
Tabela 18.	Resultados médios e análise de variância para a comparação da quantidade de organismos que compoõem o zooplâncton nos tanques de peixes cultivados no Sistema de Reúso Piloto alimentados com lemna seca e ração comercial no período de Outubro de 2006 a Março de 2007(n=18)	145
Tabela 19.	Densidade e presença de microrganismos verificados no efluente dos pontos avaliados no Sistema de Reúso Piloto (EL- entrada lemnas, SL – saída lemnas, SPL – saída dos tanques de peixes alimentados com lemna seca, SPR - saída dos tanques de peixes alimentados com ração.	148
Tabela 20.	Estimativa de produção de biomassa, consumo e custos com ração por fase de cultivo/hectare	149
Tabela 21.	Estimativa e comparação dos custos de produção de tilápia em tanques escavados alimentados com efluente doméstico tratado (modelo de reúso) e água limpa (modelo convencional), por ciclo/hectare alimentadas com ração comercial e lemna seca.	151

Tabela 22.	Dados técnicos utilizados para a entrada no software, baseados no experimento 1 e ampliados para a produção em 1 hectare de cultivo.	152
Tabela 23.	Resultados da avaliação econômica realizada com os dados obtidos no experimento1.	158
Tabela 24.	Dados climatológicos médios registrados durante o experimento 2.	177
Tabela 25.	Valores médios, desvio-padrão e eficiência de remoção das variáveis analisadas nos Sistema de Tratamento com Lemnáceas no período de Março a Maio de 2007 (n=20)	183
Tabela 26.	Valores médios, desvio-padrão e eficiência de remoção das variáveis analisadas nos Tanques de Cultivo de peixes alimentados com lemnas peletizadas no período de Março a Maio de 2007 (n=20)	184
Tabela 27.	Valores médios, desvio-padrão e eficiência de remoção das variáveis analisadas nos Tanques de Cultivo de peixes alimentados com ração comercial no período de Março a Maio de 2007; (n=20)	185
Tabela 28.	Comparação das eficiências de remoção obtidas no Sistema de Reúso Piloto nos tanques de peixes alimentados com lemnas peletizadas (SPL) e ração comercial (SPR) comercial no período de Março a Maio de 2007.	190
Tabela 29.	Análise de Variância para a comparação dos parâmetros zootécnicos dos peixes cultivados no Sistema de Reúso Piloto alimentados com lemna peletizada e ração comercial no período de Março a Maio de Outubro de 2007 (n=18).	192
Tabela 30.	Resultados médios e análise de variância para a comparação da condição sanitária dos peixes cultivados no Sistema de Reúso Piloto alimentados com lemna peletizada e ração comercial no período de Março a Maio de 2007(n=18).	193
Tabela 31.	Resultados médios e análise de variância para a comparação da quantidade de organismos que compoõem o zooplâncton nos tanques de peixes cultivados no Sistema de Reúso Piloto	195

alimentados com lemna peletizada e ração comercial no período de Março a Maio de 2007 (n=18)

Tabela 32.	Densidade e presença de microrganismos verificados no efluente dos pontos avaliados no Sistema de Reúso Piloto (EL- entrada lemnas, SL – saída lemnas, SPL – saída dos tanques de peixes alimentados com lemna peletizada, SPR - saída dos tanques de peixes alimentados com ração.	197
Tabela 33.	Resultados médios e análise de variância para a comparação do teste toxicológico (contagem de micronúcleo) dos peixes cultivados no Sistema de Reúso Piloto alimentados com lemna peletizada e ração comercial no período de Março a Maio de 2007(n=15)	200
Tabela 34.	Resultados médios e análise de variância para a comparação das análises histopatológicas dos peixes cultivados Sistema de Reúso Piloto alimentados com lemna peletizada e ração comercial e água limpa (controle) no período de Março a Maio de 2007(n=15)	205
Tabela 35.	Dados técnicos utilizados para a entrada no software, baseados no experimento 2 e ampliados para a produção em 1 hectare de cultivo.	207
Tabela 36.	Resultados da avaliação econômica realizada com os dados do experimento.	208

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.	Imagem de tilápia vermelha da Florida	35
Figura 2.	Sistemas de Aqüicultura direta e indireta utilizando excreta, esgotos ou compostos	42
Figura 3.	Sistema de fertilização indireta sugerida para implementação no Brasil	43
Figura 4.	Imagens de macrófitas de acordo com a localização no corpo d'água	45
Figura 5.	Imagens de aguapés (<i>Eichornia crassipes</i>)	45
Figura 6.	Imagens de lemnáceas	47
Figura 7.	Produção comercial de lemnáceas na Ásia	65
Figura 8.	Imagem da Estação de Tratamento de Esgotos CASAN, bairro de Potecas	68
Figura 9.	Inoculação das lemnas nos tanques e instalação dos tanques de peixes	69
Figura 10.	Imagens do tanques do Sistema de tratamento dom lemnas	71
Figura 11.	Tanques de cultivo de peixes	72
Figura 12.	Desenho esquemático do Sistema de Reúso Piloto	72
Figura 13.	Piscicultura Panamá e alevinos de tilápia vermelha utilizados no experimento	73
Figura 14.	Processo de secagem lemnas	75
Figura 15.	Fases do processo de peletizaçãõ das lemnas	78
Figura 16.	Etapas do processo de coleta e ensaio da freqüência de micronúcleos	79
Figura 17.	Etapas necessárias para a realização das análises histopatológicas	81
Figura 18.	Laboratório de Biologia e Cultivo de Peixes de Água Doce da UFSC (LAPAD) do Departamento de Aqüicultura (Lagoa do Peri)	83
Figura 19.	Quadrado utilizado para quantificação da biomassa	84
Figura 20.	Etapas das biometrias realizadas durante o período	85

Experimental

Figura 21.	Procedimento de coleta e conservação zooplâncton	86
Figura 22.	Processo de coleta, conservação e observação da biomassa algal presente no efluente	88
Figura 23.	Análise de Clorifila “a”	88
Figura 24.	Acondicionamento das tilápias no gelo ao final do experimento para análise da Condição Sanitária (LABCAL/UFSC).	91
Figura 25.	Distribuição dos valores de pH, Alcalinidade e Condutividade ao longo do Experimento 1	98
Figura 26.	Distribuição dos valores de Oxigênio dissolvido ao longo do Experimento 1.	100
Figura 29.	Distribuição dos valores de Sólidos Totais e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 1.	102
Figura 30.	Distribuição dos valores de Sólidos Totais Voláteis e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 1.	103
Figura 31.	Distribuição dos valores de Sólidos Totais Fixos e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 1.	104
Figura 32.	Distribuição dos valores de Sólidos Suspensos e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 1.	105
Figura 33.	Distribuição dos valores de DQO total e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 1.	107
Figura 34.	Distribuição dos valores de DQO solúvel e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 1.	108
Figura 35.	Distribuição dos valores de Amônia e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 1.	109
Figura 36.	Distribuição dos valores de Nitrito e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 1.	110
Figura 37.	Distribuição dos valores de Nitrato e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 1.	111
Figura 38.	Distribuição dos valores de NTK e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 1.	112
Figura 39.	Balanço das formas de nitrogênio ao longo do Experimento 1.	113

Figura 40.	Distribuição dos valores de Fosfato e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 1.	114
Figura 41.	Distribuição dos valores de Turbidez e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 1.	115
Figura 42.	Distribuição dos valores de Clorofila “a” e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 1.	116
Figura 43.	Distribuição dos valores de Coliformes Totais e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 1.	117
Figura 44.	Distribuição dos valores de <i>E. coli</i> e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 1.	118
Figura 45.	Peso médio inicial e final dos peixes alimentados com lemna seca e ração comercial no Sistema de Reúso Piloto no período de Outubro de 2006 a Fevereiro de 2007.	133
Figura 46.	Conversão alimentar dos peixes alimentados com lemna seca e ração comercial no Sistema de Reúso Piloto no período de Outubro de 2006 a Fevereiro de 2007.	134
Figura 47.	Taxa de crescimento específico dos peixes alimentados com lemna seca e ração comercial no Sistema de Reúso Piloto no período de Outubro de 2006 a Fevereiro de 2007.	134
Figura 48.	Análise descritiva dos indivíduos que compõem o zooplâncton presente nos tanques de cultivo submetidos aos dois tratamentos (Ração e Lemna seca).	143
Figura 49.	Principais gêneros de algas encontradas nos tanques de peixes submetidos aos dois tratamentos (ração e lemna seca) do Sistema de reúso piloto (1 – <i>Navicula</i> sp; 2 – <i>Euglena</i> sp, 3 - <i>Scenedesmus</i> sp.)	144
Figura 50.	Produção de biomassa de lemnáceas ao longo do experimento 1.	153
Figura 51.	Distribuição dos valores de pH ao longo do Experimento 2.	156
Figura 52.	Distribuição dos valores de Alcalinidade, Condutividade e Oxigênio Dissolvido ao longo do Experimento 2.	157
Figura 53.	Distribuição dos valores de Sólidos totais e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 2.	160
Figura 54.	Distribuição dos valores de Sólidos totais voláteis e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 2.	161

Figura 55.	Distribuição dos valores de Sólidos totais fixose perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 2.	162
Figura 56.	Distribuição dos valores de Sólidos suspensos e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 2.	163
Figura 57.	Distribuição dos valores de DQO total e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 2.	164
Figura 58.	Distribuição dos valores de DQO solúvel e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 2.	165
Figura 59.	Distribuição dos valores de <i>amônia</i> e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 2.	167
Figura 60.	Distribuição dos valores de <i>Nitrito</i> e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 2.	168
Figura 61.	Distribuição dos valores de <i>Nitrato</i> e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 2.	169
Figura 62.	Distribuição dos valores de <i>NTK</i> e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 2.	170
Figura 63.	Balanço de Nitrogênio – Experimento 2	171
Figura 64.	Distribuição dos valores de Fosfato e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 2.	172
Figura 65.	Distribuição dos valores de <i>Turbidez</i> e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 2.	173
Figura 66.	Distribuição dos valores de Clorofila “a” e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 2.	174
Figura 67.	Distribuição dos valores de Coliformes totais e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 2.	175
Figura 68.	Distribuição dos valores de <i>E. Coli</i> e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 2.	176
Figura 69.	Peso médio inicial e final dos peixes alimentados com lemna peletizada e ração comercial no Sistema de Reúso Piloto no período de Março a Maio de 2007.	187
Figura 70.	Conversão alimentar dos peixes alimentados com lemna peletizada e ração comercial no Sistema de Reúso Piloto no período de Março a Maio de 2007.	188
Figura 71.	Taxa de crescimento específico dos peixes alimentados com	189

lemna peletizada e ração comercial no Sistema de Reúso Piloto no período de Março a Maio de 2007.

Figura 72.	Análise descritiva dos indivíduos que compõem o zooplâncton presente nos tanques de cultivo submetidos aos dois tratamentos (Ração e Lemna seca).	193
Figura 73.	Imagens de organismos presentes no zooplâncton (Rotíferos, Copépodes e Náuplios) encontrados nos tanques de peixes.	194
Figura 74.	Análise descritiva dos dados relativos à contagem de células micronucleadas dos peixes submetidos aos dois tratamentos (lemna peletizada e ração comercial).	198
Figura 75.	Imagens de células micronucleadas encontradas em peixes cultivados no Sistema de Reúso submetidos aos dois tratamentos (lemna peletizada e ração comercial).	200
Figura 76.	Análise descritiva dos dados relativos à contagem de brânquias relativa às análises histológicas realizadas com os peixes submetidos aos dois tratamentos (lemna peletizada e ração comercial).	201
Figura 77.	Imagens de brânquias com aneurismas lamelares de peixes cultivados no Sistema de Reúso	202
Figura 78.	Imagens de brânquias sadias dos peixes cultivados em água limpa (controle) no Sistema de Reúso.	204
Figura 79.	Diagrama esquemático das lesões branquiais mais comuns, induzidas por irritantes. Seis lamelas respiratórias são mostradas: A (normal), B a F (alteradas). Abreviações: lb – lâmina basal; cc – célula de cloreto; mu – célula mucosa; pi – célula pilar; ce – célula epitelial lamelar; svl – seio venoso lamelar; csm – canal sangüíneo marginal (<i>Salmo gairdneri</i> , modificada de Mallat, 1985).	204
Figura 80.	Produção de biomassa de lemnáceas ao longo do experimento 2.	209

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 ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio de 5 dias
DP	Desvio Padrão
DQO	Demanda Química de Oxigênio
E	Eficiência de Remoção (%)
<i>E. coli</i>	<i>Eschechchia coli</i>
ENS	Engenharia Sanitária e Ambiental
HDT	Hidraulic detention time
ha	hectare
K _b	Coeficiente de decaimento bacteriano
K _t	Coeficiente cinético
kg	Kilograma
LARA	Laboratório de Reuso de Águas
LIMA	Laboratório Integrado de Meio Ambiente
m	Metro
m ²	Metro quadrado
m ³	Metro Cúbico
mg/L	Miligrama por Litro
mL	Mililitro
cm	Centímetro
mm	Milímetro
NH ₄ ⁺ - N	Íon Amônio ou Nitrogênio Amoniacal
NO ₂ ⁻ - N	Nitrito
NO ₃ ⁻ - 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 ₄ ³⁻ - 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

Recentemente, o interesse na utilização de lemnáceas no polimento de lagoas de estabilização é decorrente da alta remoção de nutrientes e algas que ocorre nesses sistemas, além da biomassa gerada ser rica em proteína. O presente estudo foi composto de três experimentos realizados na Estação de Tratamento de Esgotos da CASAN - Florianópolis. Os dois primeiros foram desenvolvidos no Sistema de Reúso Piloto composto pelo sistema de tratamento com lemnáceas e tanques de cultivo de peixes. O terceiro foi realizado na Lagoa de Polimento com Lemnáceas. De modo geral, os resultados mostraram que as lemnáceas apresentaram desempenho satisfatório na remoção de agentes poluidores, tornando o efluente adequado para a prática de reúso em aquicultura. As lemnáceas produzidas nos tanques de polimento foram utilizadas na alimentação dos peixes na forma seca e peletizada, sendo que a produção de biomassa foi influenciada pela temperatura. Os parâmetros zootécnicos mostraram que as lemnas peletizadas proporcionaram desempenho acima do esperado, similar aos peixes alimentados com ração. Através de análises econômicas comparativas, constatou-se que o uso de lemnas peletizadas na alimentação de tilápias cultivadas em sistema de reúso proporciona o dobro da rentabilidade ao produtor, em relação aos sistemas convencionais de cultivo. As análises microbiológicas da condição sanitária mostraram que os peixes estão de acordo com a legislação estabelecida sobre o regulamento técnico de padrões biológicos para alimentos. Com a utilização do teste de micronúcleos, foi observado que os peixes cultivados em efluente doméstico apresentam células micronucleadas, indicando que o efluente apresenta potencial genotóxico. Entretanto, através da análise de variância, não houve diferença entre os tratamentos empregados e o controle (água limpa), devido à baixa porcentagem de células micronucleadas encontradas. As análises histopatológicas realizadas através da contagem de brânquias indicam que o efluente causa algum tipo de dano aos peixes, devido à ocorrência de alterações branquiais como os aneurismas lamelares. Os resultados obtidos no presente estudo serão de grande valor para a realização de futuros projetos relacionados à sustentabilidade dos sistemas de tratamento de esgoto e produção de tilápias no país, constituindo um sistema piscícola auto-sustentável.

Palavras-chave: reúso, tilápia, lemna, efluente doméstico

ABSTRACT

Recently, the interests towards duckweed-based-ponds utilization are due to the fact that these systems present high nutrient and algae removal efficiencies, producing high protein biomass. The present work was developed at The Wastewater Treatment Plant from Florianópolis (Casan) and divided into three trials. The first and second trials were conducted at the Pilot Reuse System and the third one, at the Duckweed Polishing Pond. The results obtained have shown that duckweeds presented a satisfactory pollutants removal, reaching adequate criteria for aquaculture. Duckweed biomass was collected and fed to tilapias in the dried and pelletized forms, however, the biomass production was influenced by the temperature. Fish performance was measured and it was observed that fish fed pelletized duckweed have shown great performance, similar to fish fed ration. Through economical comparative analysis it can be affirmed that tilapias farming in reuse systems fed duckweeds promotes twice as the profit usually obtained in conventional systems. Microbiological analysis confirmed that fish is free of pathogenic organisms, according to the food legislation criteria applied. Toxicology tests have shown that fish presented micronuclei cells and the wastewater caused genotoxic effects into their bodies. However, through analysis of variance it was concluded that micronuclei cells were in low frequency, presenting no statistical difference from fish farmed in clean water. Histopathological analysis using gills as an indicator, have shown that the effluent is somehow harmful due to the damage found in fish gills. These results will be relevant for future projects related to wastewater treatment and tilapia farming sustainability. The reuse of the effluent from duckweed based ponds in fish farming is a feasible alternative, because it can reduce the environmental impact caused by the domestic wastewater treatment, producing high protein feed.

Key-words: reuse, tilapia, duckweed, domestic effluent

1. INTRODUÇÃO

1.1. Panorama do tratamento de esgotos no Brasil

A água é um recurso indispensável para a sobrevivência humana e de todas as espécies vivas. Além de ser um importante insumo para a grande maioria das atividades econômicas, nomeadamente da agricultura e da indústria, exerce uma influência decisiva na qualidade de vida das populações, especialmente no que se refere ao abastecimento de água e à coleta e tratamento de esgotos, que têm forte impacto sobre a saúde pública (Shubo, 2003).

O desenvolvimento econômico e social de qualquer país está fundamentado na disponibilidade de água de boa qualidade e na capacidade de conservação e proteção dos recursos hídricos. A deterioração da qualidade da água é tanto decorrente da urbanização desordenada como da atividade rural (Bastos, 2003). Ao longo dos últimos 50 anos, com o crescimento acelerado das populações e do desenvolvimento industrial e tecnológico, as poucas fontes disponíveis de água doce do planeta estão comprometidas ou correndo risco (Machado, 2004).

De acordo com dados do IBGE (2006), o Brasil possui cerca de 187 milhões de pessoas, sendo que 83% da população concentra-se na área urbana. Considerando o esgotamento sanitário, apenas 29,7% dos domicílios urbanos possuem algum tipo de tratamento e cerca de 13% estão ligados à uma rede coletora de esgotos.

Segundo Bastos (2003), o enorme déficit de tratamento de esgotos no país exigirá esforço planejado para a superação deste quadro de sérios danos ambientais e riscos à saúde. Dada a enorme heterogeneidade da sociedade brasileira, serão necessárias tecnologias simples e de baixo custo para o tratamento de esgotos, incluindo a utilização do efluente.

1.2. O Reúso da água a partir dos efluentes domésticos

A gestão ambiental da água no Brasil foi oficializada a partir da criação da lei 9.433/97 que instituiu o Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH). O conselho cria políticas para gestão integrada dos recursos hídricos em

conformidade com a lei, promovendo os usos múltiplos (incluindo o reúso), a conservação, o uso racional e a diminuição da poluição das águas (Brasil, 1997). Por sua vez, a Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes (Brasil, 2005a). Mais recentemente, o Projeto de Lei nº5296/2005 que institui as diretrizes para os serviços públicos de saneamento básico e a Política Nacional de Saneamento Básico, já se refere diretamente ao reúso da água (Brasil, 2005b).

Considerando as diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água no Brasil, o Conselho Nacional dos Recursos Hídricos promulgou a Resolução nº54 de 28/11/2005 que remete a regulamentação complementar das diversas modalidades, como (i) reúso para fins agrícolas e florestais; (ii) reúso para fins urbanos, (iii) reúso para fins ambientais, (iv) reúso para fins industriais e (v) reúso na aquicultura (Brasil, 2006).

Nesse sentido, o uso de esgoto tratado para diversos fins, torna-se uma atitude recomendável. Contudo, esse reúso não pode acontecer de maneira indiscriminada, visto que muitas doenças estão relacionadas ao contato com esgoto não tratado. Assim, deve-se priorizar não só o reúso de água como forma de evitar conflitos posteriores e melhorar o manejo dos recursos hídricos, mas também o tratamento das águas residuárias que serão utilizadas, como forma de prevenir a contaminação por enteropatogênicos de veiculação hídrica, além de ser possível a produção de proteína a baixo custo, quando se reutiliza a água para a prática de piscicultura, por exemplo, aliando, assim questões ambientais e sociais.

1.3. O Reúso de água em piscicultura

O uso de excretas na piscicultura constitui uma prática centenária, se não milenar, principalmente na Ásia (China, Cingapura e Índia, Indonésia, Malásia, Tailândia e Vietnã). A utilização de subprodutos oriundos da agricultura e das criações de diversas espécies terrestres como fonte de matéria orgânica na alimentação de peixes ou como fertilizante na água, foi a origem da piscicultura na

China em 475 a.C. (Proença e Bittencourt, 1994). O principal objetivo desta prática consiste em fertilizar os tanques de piscicultura para aumentar a quantidade de alimento natural (produção primária e secundária), sendo uma forma efetiva de se controlar a poluição, diminuir o impacto ambiental e produzir proteína a baixo custo (El-Shafai *et al.*, 2004).

A Organização Mundial da Saúde (OMS/WHO) considera o reúso de águas residuárias uma forma de promover o saneamento, já que agrega valor ao tratamento de esgotos. Os peixes criados em ambientes com menos de 10^3 coliformes fecais/100mL poderão ser consumidos pelo homem (OMS, 1989).

A piscicultura realizada em esgotos sanitários deve obedecer aos princípios da sustentabilidade econômica, sanitária e ambiental, ou seja, a atividade deve garantir retorno financeiro, não impor riscos à saúde humana e não provocar impactos ambientais. Adicionalmente, impõem-se o desafio de vencer resistências de natureza cultural (Bastos, 2003).

O sucesso da piscicultura utilizando o esgoto tratado é relatado por diversos autores, como Bartone *et al.* (1990) e El-Golary *et al.* (1995), ocorrendo uma melhoria da qualidade do efluente. Tanques adubados com esgoto doméstico produzem altas quantidades de peixes, devido ao aumento do alimento natural produzido. O nitrogênio, o fósforo e outros elementos presentes no efluente estimulam o crescimento de fitoplâncton, que é similar a resultados obtidos com o uso de fertilizantes inorgânicos.

Com a prática da piscicultura, pode-se obter carnes de elevado valor protéico. Quando comparado à atividades similares, a piscicultura apresenta custos de produção menores, proporcionando grandes produções em áreas relativamente pequenas, onde os tanques de cultivo podem ser instalados em áreas até então improdutivas, além de serem usados como forma de lazer – pesca esportiva. (Yancey e Menezes, 1985). Contudo, a piscicultura é um ramo que exige muita água, quando se compara com outras culturas. O volume de água necessário depende do tipo de solo, da construção dos tanques ou viveiros, das condições climáticas e, principalmente, do sistema de criação e manejo.

Ao utilizar a piscicultura como pós-tratamento, grandes benefícios podem ser conseguidos, sem elevar os custos. Um exemplo de benefício é a diminuição da concentração de sólidos suspensos. Outra vantagem que se pode ter com a prática do reúso em piscicultura é a produção de alimento a baixo custo. Os peixes cultivados nos efluentes das Estações de Tratamento de Esgotos (ETE) seriam utilizados pela população de baixa renda. Contudo, essa experiência nunca foi desenvolvida no Brasil, pois existem muitas controvérsias quanto à legislação vigente no país e há ainda pouca aceitabilidade quanto aos peixes produzidos, porém essa prática já é desenvolvida em outros países, como o Peru. Um grande problema encontrado para o desenvolvimento do reúso em piscicultura é a qualidade do efluente utilizado. Apesar de se utilizar espécies de peixes que sobrevivem a condições bastante desfavoráveis, nem sempre a qualidade desses efluentes permite que os peixes estocados sobrevivam, sendo assim, a qualidade dessa água é de suma importância (Machado, 2006).

1.4. A prática da piscicultura em efluentes de lagoas de estabilização

Para alguns autores (Mara, 1976; Silva, 1982; Oliveira, 1990), o sistema de lagoas é o método mais adequado aos países em desenvolvimento em regiões tropicais e subtropicais, pois há disponibilidade de área próxima às cidades e a ação natural do calor e da luz solar aceleram o crescimento de microorganismos, favorecendo a degradação biológica da matéria orgânica. No Brasil, as condições meteorológicas e climáticas são extremamente favoráveis a este processo de tratamento, contribuindo também para isto a disponibilidade de grandes extensões de áreas na maioria das cidades, que favorecem a adoção dos sistemas de lagoas para o tratamento de esgoto sanitário (Von Sperling, 1996).

Inúmeros trabalhos de pesquisa e aplicações em larga escala forneceram parâmetros de referência para a operação e manejo de vários esquemas de tratamento de resíduos e esgotos. São várias as publicações como Silva (1977), Silva e Mara (1979), Metcalf e Eddy (1991) e Von Sperling (1996).

Segundo Oliveira (1990), as lagoas de estabilização apresentam algumas desvantagens, como: grande área requerida, os efluentes gerados apresentam

alta concentração de algas. Além disso, a remoção de nutrientes nesse tipo de sistema não é efetiva.

Por outro lado, a biomassa de algas produzida em lagoas de estabilização constitui uma excelente fonte alimentar, porém sua extração e processamento têm custos elevados. Assim, o cultivo de peixes em reservatórios alimentados com efluentes tratados é uma interessante opção, pois peixes filtradores como tilápias e carpas consomem as algas do efluente, contribuindo com a diminuição dos teores de sólidos suspensos. As algas, por sua vez, produzem oxigênio, necessário para a sobrevivência e crescimento dos peixes.

A criação de peixes em lagoas de estabilização apresenta vantagens e desvantagens. As variações sazonais ao longo do dia e da noite da qualidade da água no interior de uma lagoa (Oxigênio Dissolvido, pH e amônia), podem ser prejudiciais ao crescimento e sobrevivência dos peixes. O ecossistema em uma lagoa de estabilização é bastante complexo e pode tornar-se ainda mais com a introdução de peixes, dependendo da espécie e da densidade utilizada (Bastos, 2003).

De qualquer forma, as lagoas de estabilização são capazes de produzir efluentes propícios à piscicultura. Em especial, as lagoas de maturação rasas podem ser projetadas para a otimização de remoção de amônia por volatilização, como decorrência do estabelecimento de condições ambientais que favorecem a proliferação de algas, o consumo de CO₂, a produção de OD e a elevação do pH (Von Sperling, 2002). A tilápia do Nilo é uma espécie apropriada para a prática do reúso de efluentes domésticos em piscicultura, já que possui grande capacidade de filtrar o fitoplâncton, presente em grandes quantidades nos efluentes de lagoas de maturação (Leon e Moscoso, 1996).

1.5. Aspectos relevantes e a sustentabilidade da tilapicultura no Brasil

Atualmente, o Brasil produz mais de 300.000 toneladas de pescado cultivado, sendo que cerca de 25% desta produção é representada pelo cultivo de tilápias (IBAMA/SEAP, 2006).

A tilápia do Nilo (*O. niloticus*) destaca-se como peixe potencial para a aquicultura, visto a sua rusticidade, crescimento rápido e adaptação ao confinamento (Hayashi, 1999). Possui hábito onívoro, alimentando-se de plânctons e detritos, e adapta-se facilmente a rações comerciais. Além disso, o sabor e a coloração clara de sua carne conferem à tilápia grande apreciação no mercado consumidor (Lovshin, 1997).

As tilápias são reconhecidamente as espécies que melhor se adaptam a diferentes condições de qualidade da água. São tolerantes a baixas concentrações de oxigênio dissolvido, convivem com uma faixa bastante ampla de acidez e alcalinidade na água, crescem e até mesmo se reproduzem em águas salobras e salgadas e toleram altas concentrações de amônia tóxica comparadas à maioria dos peixes cultivados (Kubitza, 2000).

Um grande problema que os produtores de tilápia enfrentam atualmente relaciona-se ao alto custo de sua produção. Segundo Kubitza (2000) os alimentos podem compor 40 a 70% do custo de produção de tilápias, principalmente devido à composição das rações, baseada principalmente em farinha de peixe que apresenta alto custo.

Dessa maneira, faz-se necessária a busca por fontes alternativas de proteína na alimentação dos peixes e a utilização de sistemas de produção sustentáveis, reduzindo os custos de produção e garantindo maiores lucros para os produtores.

1.6. Utilização de lemnáceas no polimento de efluentes domésticos e como fonte alternativa de alimento para peixes

Em qualquer tipo de tratamento, deve-se sempre levar em conta a sustentabilidade do sistema, não comprometendo o meio ambiente. Neste contexto, é de grande importância que a água e os nutrientes oriundos do sistema de tratamento sejam aproveitados, gerando novas fontes de renda e diminuindo o impacto ambiental.

A utilização de macrófitas aquáticas no tratamento secundário e terciário de efluentes é uma alternativa promissora. As plantas da família *Lemnaceae* ou

“duckweeds” têm atraído atenção global nos últimos anos. Essas plantas podem ser utilizadas no pós-tratamento de esgotos domésticos, sendo capazes de absorver nutrientes com grande eficiência e reduzir a quantidade de sólidos em suspensão (Caicedo *et al.*, 2000).

As lagoas com lemnáceas situam-se na posição mediana ou final de um sistema depurador lagunar. A utilização de lagoas de lemnáceas precedida por uma lagoa de maturação pode ser aconselhada para reduzir os coliformes fecais e remover nutrientes, a fim de atingir as concentrações admissíveis (Bassères, 1990).

Nestas macrófitas, os nutrientes são diretamente absorvidos do efluente por cada fronde e não “via central” como outras em plantas superiores. Elas são capazes de assimilar diretamente moléculas orgânicas como carboidratos e aminoácidos (Porath e Pollock, 1982) e demonstram preferência pela absorção de amônia, mesmo na presença de nitrato. Este fator é de grande importância para a formação de aminoácidos e proteínas, reduzindo assim a energia utilizada no processo de assimilação. Em vez de liberar o nitrogênio para a atmosfera (técnica empregada em métodos sofisticados de tratamento), as plantas o absorvem e posteriormente o convertem em biomassa rica em proteína.

As macrófitas da família *Lemnaceae* possuem uma grande habilidade na assimilação de nutrientes e na disponibilização de condições favoráveis para a decomposição biológica da matéria orgânica (Brix e Shierup, 1989). Os poluentes são removidos por uma complexa variedade de processos físicos, químicos e biológicos, onde as macrófitas ocupam papel de extrema importância. Entretanto, a remoção dos nutrientes somente pelas plantas não pode ser considerada isoladamente. Existem outros mecanismos envolvidos neste processo como atividade bacteriana e processos físico-químicos que incluem sedimentação, absorção e precipitação. As macrófitas fornecem superfície e substrato para crescimento bacteriano e alteram o ambiente físico-químico da água e da rizosfera. Além disso, têm apresentado excelentes resultados na redução dos níveis de poluentes (NH_3 , NH_4^+ , PO_4^- , DBO, DQO, SS, coliformes e metais pesados) em corpos d’água (Godfrey *et al.*, 1985).

As vantagens na utilização de lemnáceas no tratamento de efluentes são: alta produção de biomassa, alto teor protéico (38%), baixa quantidade de fibras e possibilidade de utilização da biomassa na alimentação de peixes. Esses fatores fazem com que os sistemas de lemnáceas sejam uma boa alternativa para tratamento e reúso de efluentes domésticos (Ran, 2004).

1.7. Justificativa

A deterioração da qualidade da água em geral é tanto decorrente da urbanização desordenada como da atividade rural. Atualmente, a maioria da população brasileira vive em áreas urbanas e apenas uma pequena minoria possui algum tipo de tratamento de esgotos. Dessa forma, faz-se necessária a busca por tecnologias simples e sustentáveis que minimizem o impacto ambiental causado pelo lançamento de esgotos não tratados nos corpos receptores e visem a utilização do efluente tratado.

As lagoas de estabilização são sistemas amplamente adotados no Brasil, pois há disponibilidade de área próxima às cidades e o clima é adequado para a ocorrência de processos biológicos de degradação da matéria orgânica.

Recentemente, nota-se um grande interesse na utilização de lagoas com macrófitas como aguapés e lemnáceas para o polimento de efluentes domésticos. O crescente interesse na utilização de lemnáceas se deve a dois fatores importantes: as plantas apresentam alta remoção de nutrientes e algas, além da biomassa gerada ser rica em proteína (Zimmo *et al.*, 2004).

Considerando que o efluente tratado por esses sistemas apresenta condições ideais para a criação de peixes e as lemnáceas, por sua vez, podem ser fornecidas aos mesmos como rica fonte de alimento, o reúso de água na piscicultura torna-se uma alternativa sustentável e promissora.

A aquicultura é uma atividade emergente, sendo que a produção de tilápias no Brasil é de grande importância e encontra-se em pleno desenvolvimento. As tilápias possuem muitas características que as tornam peixes muito apreciados por produtores e consumidores, como: rusticidade, hábito alimentar onívoro, resistência às condições adversas como baixa concentração de oxigênio e altas

concentrações de amônia, rápido crescimento e carne saborosa. Entretanto, os tilapicultores enfrentam problemas relacionados aos altos custos com ração que podem representar 40 a 70% do custo de produção dos peixes (Kubitza, 2000).

Dessa maneira, faz-se necessária a busca por fontes alternativas de proteína na alimentação de peixes, para a redução desses valores, garantindo maiores lucros para os produtores. Segundo Iqbal (1999), o teor protéico da biomassa de lemnáceas varia entre 30 e 49% (matéria seca), podendo ser utilizada na alimentação de peixes.

Perante a problemática citada, este trabalho visa criar subsídios técnicos e teóricos para o desenvolvimento de uma tecnologia que possa, simultaneamente, amenizar os impactos ambientais gerados pelo lançamento de esgotos domésticos nos corpos receptores e reduzir o custos de produção de tilápias, aproximando esta atividade da sustentabilidade.

Como caráter inovador, a pesquisa alia o reúso de água na piscicultura com o aproveitamento da biomassa gerada no tratamento do esgoto com lemnáceas, constituindo um sistema de aquíicultura auto-sustentável de produção de peixes sem custos de alimentação na produção dos mesmos.

O Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina desenvolve pesquisas na área de Tratamento e Reúso de Águas e de Efluentes Líquidos Domésticos. Muitos trabalhos já foram desenvolvidos no departamento, destacando tecnologias alternativas de tratamento do esgoto doméstico, bem como, no tratamento de efluentes de suinocultura. Dentre os estudos já realizados relacionados ao assunto em questão, destacam-se a utilização de macrófitas (*E. crassipes*) no tratamento terciário de efluentes de suinocultura (Costa *et al.*, 2000) e o reúso de efluentes de lagoas de estabilização na piscicultura (Pereira, 2004).

O presente estudo foi desenvolvido no Laboratório de Reúso de Águas – LaRA do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC em parceria com a Companhia Catarinense de Água e Saneamento (CASAN) e está sendo financiado pelo CNPq (CT Hidro - Proc. 142448/2004-4) e FAPESC (001/2006).

1.8. Hipóteses e Questões de Pesquisa

A pesquisa foi conduzida a partir das seguintes hipóteses:

- (1) A utilização de lemnáceas no tratamento terciário de efluentes domésticos contribui com a redução de sólidos suspensos e nutrientes, minimizando o impacto ambiental causado pelo lançamento de esgotos nos corpos receptores.
- (2) O sistema de lagoas de estabilização seguido por tratamento terciário com lemnáceas é considerado eficaz no tratamento do efluente doméstico e na obtenção de condições satisfatórias para a realização do reúso em piscicultura.
- (3) O cultivo de peixes em efluente doméstico tratado influencia suas características físico-químicas e bacteriológicas.
- (4) O reúso de água em piscicultura com a utilização de lemnáceas secas ou peletizadas na alimentação de tilápias contribui para a sustentabilidade da atividade e do tratamento de esgotos domésticos.
- (5) As tilápias produzidas em esgoto doméstico tratado apresentam condições microbiológicas e toxicológicas ideais para o consumo humano.

A partir determinação das hipóteses, as seguintes questões foram formuladas:

- (1) Qual o desempenho das lemnáceas na remoção de poluentes?

- (2) O efluente doméstico tratado por meio de lagoas de estabilização e sistemas de lemnáceas apresenta condições satisfatórias para a produção de tilápias?
- (3) O cultivo de peixes no efluente doméstico tratado contribui ou prejudica a qualidade da água dos tanques de cultivo?
- (4) As tilápias cultivadas em esgoto doméstico tratado e alimentadas com lemnáceas secas e/ou peletizadas apresentaram ganho em peso e custo-benefício satisfatórios?
- (5) Os peixes cultivados em esgoto doméstico tratado apresentam condições ideais para o consumo humano?

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

O presente estudo objetiva avaliar a viabilidade e sustentabilidade do tratamento de esgotos sanitários integrando a produção e valorização de lemnáceas e o reúso de efluentes líquidos tratados no cultivo de tilápias.

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar o desempenho das lemnáceas na remoção de poluentes dos efluentes de lagoas de estabilização (amônia, nitrito, nitrato, DQO, sólidos suspensos, sólidos totais, ortofosfato, coliformes) em tanques de fluxo contínuo e em sistema de lagoa.

- Avaliar o desempenho de tanques de cultivo de tilápia submetidas a duas dietas (lemnas secas/peletizadas e ração comercial) e alimentados com o efluente tratado por lemnáceas, em termos de capacidade de polimento desses efluentes e de produção de peixes em escala piloto;

- Mensurar a produtividade das plantas lemnáceas no sistema de fluxo contínuo e de lagoa, em termos de biomassa;

- Comparar a produtividade de tilápias cultivadas no efluente, alimentadas com lemnas secas/ lemnas peletizadas e ração comercial em termos de ganho em peso e conversão alimentar;

- Estimar qualitativamente a produtividade do viveiro em termos de zoo e fitoplâncton;

- Avaliar a condição sanitária dos peixes cultivados nesse sistema;

- Avaliar a qualidade do esgoto doméstico para os peixes cultivados, através de testes toxicológicos e análises histopatológicas dos mesmos;

- A partir dos dados experimentais obtidos, realizar um estudo preliminar de viabilidade econômica do processo em escala comercial.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1. Reúso de água na gestão de recursos hídricos

3.1.1. O crescimento da demanda de água no Brasil e suas conseqüências

A água, um recurso indispensável para a sobrevivência humana e de todas as espécies vivas, além de ser um importante insumo para a grande maioria das atividades econômicas, nomeadamente da agricultura e da indústria, exerce uma influência decisiva na qualidade de vida das populações, especialmente, ao tanger as áreas do abastecimento de água e da coleta e tratamento de esgotos, que têm forte impacto sobre a saúde pública (Shubo, 2003). Por muito tempo esta que foi considerada um recurso natural infinito, de pouco ou nenhum valor econômico teve no seu uso perdulário um dos principais motivos geradores da redução em sua oferta (Hespanhol e Mierzwa, 1999).

O desenvolvimento econômico e social de qualquer país está fundamentado na disponibilidade de água de boa qualidade e na capacidade de conservação e proteção dos recursos hídricos. A deterioração da qualidade da água é tanto decorrente da urbanização desordenada como da atividade rural (Bastos, 2003). Ao longo dos últimos 50 anos, com o crescimento acelerado das populações e do desenvolvimento industrial e tecnológico, as poucas fontes disponíveis de água doce do planeta estão comprometidas ou correndo risco (Machado, 2004).

Segundo Cosgrove e Rijsberman (2000), a demanda de água vem aumentando significativamente devido ao aumento da população e ao crescimento econômico. De acordo com dados do IBGE (2006), a população brasileira aumentou por volta de 10% no período de 2001 a 2006, atingindo um total de 187 milhões de pessoas, sendo 83% residentes na área urbana. Em 2001, cerca de 46 milhões dos domicílios brasileiros apresentavam abastecimento de água (27% do total), número que em 2006 aumentou para cerca de 54 milhões (29 % do total).

Mundialmente, segundo hidrólogos e demógrafos, o consumo humano de água doce duplica a cada 25 anos. Embora o colapso do abastecimento seja uma realidade em muitos lugares, sobretudo em bairros da periferia de centros urbanos densamente povoados, ainda assim vive-se a ilusão de que a água é um recurso infinito (Machado, 2004).

Segundo Mancuso e Santos (2003), o Brasil possui, em seu território 8% de toda a reserva de água doce do mundo. De acordo com Boscardim Borghetti (2004), possuímos a mais extensa rede hidrográfica do planeta, com 55.457 km² de rios, equivalente a 1,66% da superfície da terra. A região amazônica é responsável por cerca de 80% do volume total desta água, ficando os 20% restantes distribuídos pelo resto da superfície do território brasileiro, e é nestas áreas que se concentram, aproximadamente, 95% dos habitantes do país. Assim, apesar do grande potencial hídrico, o direito à utilização da água acaba gerando alguns conflitos em várias regiões brasileiras. A decisão do destino a ser dado à água disponível está sempre condicionada a aspectos sociais, econômicos e ambientais de cada um dos possíveis usos (Gohringer, 2006).

De acordo com dados do IBGE (2006), o Brasil possui cerca de 187 milhões de pessoas, sendo que 83% da população concentra-se na área urbana. Considerando o esgotamento sanitário, apenas 29,7% dos domicílios urbanos possuem algum tipo de tratamento e cerca de 13% estão ligados à uma rede coletora de esgotos.

Segundo Bastos (2003), o enorme déficit de tratamento de esgotos no país exigirá esforço planejado para a superação deste quadro de sérios danos ambientais e riscos à saúde. Dada a enorme heterogeneidade da sociedade brasileira, serão necessárias tecnologias simples e de baixo custo para o tratamento de esgotos, incluindo a utilização do efluente.

Na ótica do desenvolvimento sustentável, os processos de tratamento de efluentes líquidos devem ser encarados como fluxogramas para recuperação de insumos e energia, e não apenas adequação da qualidade da água. Esta visão favorece o investimento em tecnologias inovadoras, pois a água adquire valor econômico como alternativa de suprimento de água e diminuição de custos. Além

disso, o Brasil oferece condições excepcionalmente favoráveis para a utilização de esgotos, tanto pela disponibilidade de áreas em sua grande extensão territorial como pelas condições climáticas adequadas. Entretanto, o conhecimento sobre o assunto ainda é escasso no Brasil e a própria pesquisa sobre tratamento de esgotos desenvolvida no país recebeu pouco enfoque na utilização de efluentes. (Bastos, 2003).

O reúso deve ser considerado parte de uma atividade mais abrangente de gestão integrada que é o uso racional ou eficiente da água, o qual compreende também o controle de perdas e desperdícios, e a minimização da produção de efluentes e do consumo de água. Sendo assim, os esgotos tratados têm um papel fundamental no planejamento e na gestão sustentável dos recursos hídricos como um substituto para o uso de águas destinadas a fins agrícolas e de irrigação, entre outros. Ao liberar as fontes de água de boa qualidade para abastecimento público e outros usos prioritários, como os requeridos pelas diversas indústrias, sem dúvida, o uso de esgotos contribui para a conservação dos recursos e acrescenta uma dimensão econômica ao planejamento dos recursos hídricos (Machado, 2004).

3.1.2. Regulamentação do Reúso de Água

A gestão ambiental da água no Brasil foi oficializada a partir da criação da lei 9.433/97 que instituiu o Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH). O conselho cria políticas para gestão integrada dos recursos hídricos em conformidade com a lei, promovendo os usos múltiplos (incluindo o reúso), a conservação, o uso racional e a diminuição da poluição das águas (Brasil, 1997). Por sua vez, a Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes (Brasil, 2005a). Mais recentemente, o Projeto de Lei nº5296/2005 que institui as diretrizes para os serviços públicos de saneamento básico e a Política Nacional de Saneamento Básico, já se refere diretamente ao reúso da água (Brasil, 2005b).

Considerando as diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água no Brasil, o CNRH promulgou a Resolução nº54 que remete a regulamentação complementar das diversas modalidades, como (i) reúso para fins agrícolas e florestais; (ii) reúso para fins urbanos, (iii) reúso para fins ambientais, (iv) reúso para fins industriais e (v) reúso na aquicultura (Brasil, 2006).

3.2. Reúso de água em piscicultura

3.2.1. Reúso de água em piscicultura no mundo

O uso de excretas na piscicultura constitui uma prática centenária, se não milenar, principalmente na Ásia (China, Cingapura e Índia, Indonésia, Malásia, Tailândia e Vietnã). A utilização de subprodutos oriundos da agricultura e das criações de diversas espécies terrestres como fonte de matéria orgânica na alimentação de peixes ou como fertilizante na água, foi a origem da piscicultura na China em 475 a.C. (Proença e Bittencourt, 1994). O principal objetivo desta prática consiste em fertilizar os tanques de piscicultura para aumentar a quantidade de alimento natural (produção primária e secundária), sendo uma forma efetiva de se controlar a poluição, diminuir o impacto ambiental e produzir proteína a baixo custo (El-Shafai *et al.*, 2004).

Alguns países da África, como a África do Sul, Malawi, Quênia e Zimbábue realizam esta prática. Na Europa, a utilização de esgoto doméstico em atividades aquícolas tem sido praticada em diversos países (Alemanha, Polônia e Rússia). Em Munique, Alemanha, um complexo de lagoas construído entre 1926-1929 como sistema integrado de tratamento de esgotos e piscicultura encontra-se ainda em plena operação, porém, atualmente é utilizado como polimento de efluentes de estações de lodos ativados (Edwards, 1992).

Em Israel, a piscicultura, bem como a irrigação com esgoto sanitário é promovida como política governamental de conservação de recursos hídricos. Dados de 1977 registram a existência de 50-100 ha de área de cultivo de peixes com esgoto sanitário, em sua maioria de contribuições de comunidades rurais de 500-1.500 habitantes. Dados de 1983 registram que 18% do esgoto sanitário produzido no setor rural eram utilizados na piscicultura (Edwards, 1992).

Dentre os países asiáticos, deve-se ressaltar a Índia e a China, onde as áreas dedicadas à piscicultura com esgotos sanitários atingem, respectivamente, 12.000 e 20.000 ha (Mara e Caircross, 1989).

O uso de águas residuárias para criação de peixes em Calcutá é o maior sistema de aquicultura no mundo, cuja experiência acumula mais de 60 anos. Os sítios recebem água residuária *in natura* de Calcutá. O manejo do sistema é de policultivo formado por várias espécies de carpa (comum, *catla*, *mrigal*, *rohu*) e tilápia, com peso individual entre 20 e 30g, densidade total de 3,5 peixes/m² e uma biomassa inicial de 900 Kg/ha, com produção total variando entre 0,65 t/ha/ano em 1948 até 4 a 9 t/ha/ano em 1984 (Edwards, 1992).

Segundo Strauss e Blumenthal (1990), a literatura reporta que o nível de coliformes fecais afluentes aos tanques piscícolas de Calcutá é de 10^5 - 10^6 /100 mL e 10^2 - 10^3 /100 mL, respectivamente. Além disso, nos peixes criados nas lagoas alimentadas com esse afluente foram encontrados o *Vibrio parahaemolyticus*, o segundo agente mais importante relacionado com enfermidade diarreica em Calcutá. É possível também que protozoários, tais como *Giardia* e *Cryptosporidium*, se encontrem na superfície das lagoas e constituam um risco.

Na América Latina a experiência mais notável é a de Lima, Peru, onde desde 1983 o Centro Panamericano de Engenharia Sanitária e Ciências do Ambiente (CEPIS) desenvolve pesquisas no complexo de lagoas de estabilização de San Juan de Miraflores, constituído de 20 lagoas que tratam cerca de 300 L/s há mais de 30 anos. Segundo Moscoso (2002), o tratamento e uso de águas residuárias se iniciou no Peru na década de 60 com a implantação das lagoas de estabilização de San Juan em Lima. Este sistema, considerado como a opção tecnológica mais viável para alcançar o objetivo de “patógeno zero” é aplicada em 78% dos projetos existentes no país. Entretanto, a cobertura de tratamento só atinge a 17,6% das águas residuárias geradas, pois a crise econômica é a grande limitação aos investimentos nesta área.

3.2.2. Reúso de água em piscicultura no Brasil.

Em 1984, foi desenvolvida na cidade de Itirapina, SP, uma pesquisa utilizando excremento de suínos na criação de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) em lagoas facultativas e de maturação em série. Esse trabalho teve como principais objetivos estudar o comportamento biológico da tilápia do Nilo em ambientes altamente seletivos de lagoas de estabilização e avaliar a influência desse peixe no processo de tratamento biológico de resíduos orgânicos (Matheus, 1984 e 1985).

No trabalho desenvolvido por Matheus (1984), foram utilizadas duas lagoas facultativas e uma de maturação. As lagoas facultativas (F1 e F2) receberam 200 litros de resíduos (dejeito suíno diluído e estabilizado) com a concentração de matéria orgânica similar a de um esgoto doméstico, ou seja, contendo uma suspensão de aproximadamente 200 – 300 mg·L⁻¹ de DBO (Matheus, 1984).

Exemplares de tilápia do Nilo foram estocados em um densidade de 10 peixes (m²)-1, com comprimento variando entre 4 e 6 cm na lagoa facultativa F2 e na de maturação. A lagoa F1 não recebeu peixes, o que possibilitou obter informações a respeito da influência dos peixes no tratamento biológico, quando comparado a lagoa F2. O trabalho se desenvolveu no período de julho de 1982 a junho de 1983 e amostras foram coletadas para estudo das variáveis ambientais e hidrológicas e biológicas e da biologia dos peixes nas lagoas de estabilização.

De acordo com os resultados obtidos, a lagoa F2 (com peixes), foi mais estável, não apresentando os desequilíbrios que ocorreram muitas vezes na lagoa F1 (sem peixes), como “bloom” de microcrustáceos. Além disso, para a média de remoção de DBO e outros parâmetros não houve, aparentemente, diferenças significativas entre as lagoas facultativas, F1 e F2, embora as observações e análises detalhadas dos dados em conjunto revelem um melhor funcionamento da lagoa que continha peixes (Matheus, 1984).

Segundo Matheus (1984), a lagoa F2 (com peixes) apresentou um ambiente mais estabilizado devido à influência os peixes nos seguintes fatores: (1) Diminuição do crescimento excessivo do fitoplâncton (quando há crescimento excessivo, também ocorre a morte desses indivíduos causando uma elevação da DBO na coluna

d'água); (2) Controle da população de zooplâncton, principalmente os microcrustáceos (3) Aumento da circulação e mistura desejável da água, através de sua movimentação e agitação do sedimento; (4) Diminuição da sedimentação de algas, através da circulação da água, o que as torna elementos inertes em termos de produção de oxigênio, pois estariam fora do alcance da energia luminosa; (5) Filtragem do efluente através das brânquias, evitando o acúmulo excessivo de lodo no sedimento e diminuindo assim a carga orgânica efetiva de entrada; e (6) Diminuição dos detritos depositados no sedimento (através da alimentação), auxiliando a instalação e manutenção de um ambiente mais estável e homogêneo.

Através do presente estudo, ficou demonstrado o alto poder de adaptação da tilápia do Nilo e sua viabilidade em ambientes de lagoas de estabilização, bem como, ficou revelado o importante papel desse peixe como condicionador do funcionamento da lagoa, concorrendo para o melhor desempenho e maior estabilidade do sistema (Matheus, 1985).

Em 1993, Matheus (1993) realizou outro estudo, utilizando efluentes de processamento de frutas cítricas para a criação de tilápia do Nilo, carpa prateada e carpa comum. O trabalho foi desenvolvido na unidade da empresa Citrosuco, cidade de Matão, SP, que utilizava o sistema de lagoa de estabilização para o tratamento dos efluentes. A pesquisa teve duração de 2 anos consecutivos, 1990 e 1991, o que corresponde a 2 safras de 6 meses cada. Foram utilizados cinco tanques (1, 2, 3, 4 e 5) em paralelo, todos com volume de 100.000 m³. O tanque 1 foi utilizado como controle (apenas efluente), no tanque 2 foram cultivadas tilápias do Nilo, no tanque 3 foram cultivadas carpas prateadas, no 4, carpa comum e no 5 foi praticado sistema de policultivo. A densidade de estocagem foi a mesma para todos os tanques, sendo 2 peixes·(m²)-1 e o período de cultivo foi de 6 meses.

Ao final da pesquisa, Matheus (1993) e Matheus *et al.* (1998) concluíram que: 1) É viável o cultivo de peixes a partir de água residuária da indústria de processamento de frutas cítricas, além de promover o melhoramento significativo na qualidade do efluente; 2) Os tanques de monocultura de tilápia do Nilo e policultivo apresentaram os níveis de oxigênio dissolvido mais elevados, com

valores normalmente acima dos limites de tolerância das espécies estudadas e menores valores de nitrogênio e fósforo. Além disso, esses sistemas apresentaram menores flutuações das variáveis ambientais, demonstrando uma maior estabilidade, condição que não ocorreu nos outros tanques, principalmente no controle (sem peixes); 3) O sistema de policultivo apresentou as menores concentrações de DQO solúvel, revelando uma maior remoção da matéria orgânica. 4) Os maiores rendimentos foram obtidos no sistema de policultivo, sendo a carpa prateada com maior potencial de crescimento no ambiente estudado. Os menores rendimentos foram verificados para a carpa comum, enquanto a tilápia do Nilo apresentou uma situação intermediária. 5) A porcentagem de sobrevivência da tilápia do Nilo foi superior à das duas espécies. 6) Nos sistemas de monocultivo, as carpas (comum e prateada) apresentaram mortalidade total de indivíduos nas duas safras estudadas.

Azevedo *et al.* (1993), desenvolveram na Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), a criação de tilápias em uma lagoa facultativa da Estação de Tratamento de Esgoto Doméstico da cidade de Termas de Ibirá durante 9 meses. Os autores concluíram, ao final do estudo, ser possível a utilização de tecnologia de baixo custo em benefício da melhoria do ecossistema e a produção de proteína a partir de esgoto, pare ser usada como alimento animal. Além de ter sido observada uma melhora na remoção da matéria orgânica, visto que, sem peixes, a remoção de DBO_5 era de 70,9%, com peixes, esta remoção passou para 84% e a de DQO de 59,6% para 74%.

No oeste de Santa Catarina, o policultivo de peixes integrado à suinocultura apresenta custo médio de produção de R\$ 0,30/kg de peixe, enquanto no litoral norte do Estado o monocultivo de tilápias com ração tem custo médio de R\$ 0,90/kg de peixe (Roczanski *et al.*, 2000). A Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI) estima que 70% da produção de peixes de água doce cultivados em Santa Catarina sejam obtidos a partir do uso de dejetos de suínos como principal insumo aportado aos viveiros. (Boll *et al.*, 1999).

Hortegal Filha *et al.* (1999) desenvolveram, no Sistema de Lagoa de Estabilização em Série do Distrito Industrial (SIDI) de Maracaúna, Ceará, uma pesquisa utilizando lagoa de maturação para a prática de piscicultura. Na avaliação de Hortegal Filha *et al.* (1999), a qualidade da água das lagoas de maturação estavam de acordo com o que estabelece a OMS para a prática de piscicultura ($CF \leq 1000/100\text{mL}$). Confirmou-se ainda que os valores das variáveis físico-químicas e microbiológicas permitem a sobrevivência da população de peixes, mesmo que o meio aquático seja considerado hipertrófico e que não se tenha estimativa precisa do tamanho dos indivíduos.

Felizatto (2000) desenvolveu um trabalho de reúso de água em piscicultura utilizando o efluente tratado da ETE Samambaia, Distrito Federal. A vazão da estação é de 512 L/s (44.237 m³/d), constituída por tratamento preliminar seguido de tratamento biológico, o qual é composto por dois módulos iguais, operando em paralelo, cada módulo compreende reator anaeróbio/lagoa facultativa, lagoa rasa ou de alta taxa e lagoa de polimento com chicana ou de maturação. Segundo Felizatto *et al.* (2000), os tanques de cultivo foram povoados com espécies de carpas prateadas e tilápia do Nilo. A Tabela 1 apresenta a característica do cultivo de peixe no tanque piscícola.

Tabela 1. Características de cultivo nos tanques piscícolas.

PARÂMETROS	TILÁPIA DO NILO	CARPA PRATEADA
Número de peixes	658	14
Densidade de Estocagem (peixes/m ²)	3,95	0,08
Densidade de Estocagem (g/m ³)	97	80
Biomassa inicial (Kg/ha)	988	814

Fonte: Felizatto, 2000 e Felizatto *et al.*, 2000

Felizatto (2000) reporta que as carpas utilizadas foram dispostas em duas gaiolas de 2,5x2,5x1,8 m, malha de 5mm no início e no fim do tanque. Contudo, todos os exemplares de carpa morreram de Hidropisia Infecciosa, visto que os exemplares apresentavam muco esbranquiçado nas brânquias e necrose pelo corpo, especialmente na região dorso ventral. As tilápias nilóticas foram soltas no tanque, com um índice de sobrevivência de 14%. Ao final do estudo, constatou-se

que a qualidade higiênico-sanitária dos peixes foi considerada satisfatória, baseando-se nas análises dos parâmetros microbiológicos da Portaria 451 da Secretária Nacional de Vigilância Sanitária do Ministério da Saúde.

Souza (2002) avaliou a toxicidade dos efluentes de lagoas de estabilização, para verificar a possibilidade do reúso de água em aquicultura. No experimento, foram utilizados os efluentes das lagoas de estabilização da ETE Samambaia, no Distrito Federal, e os ensaios de toxicidade foram adaptados e realizados com larvas e alevinos das espécies tilápia do Nilo e carpa prateada. As variáveis avaliadas para verificar a toxicidade do efluente foram temperatura, pH, oxigênio dissolvido, amônia, mortalidade e análise sanitária dos peixes. O experimento foi desenvolvido em duas etapas: testes preliminares, essenciais para definir os procedimentos operacionais – alimentação dos peixes, medição do teor de cloro na água, limpeza diária da caixa d'água e definição das concentrações das soluções-teste – e testes definitivos agudos e crônicos, realizados com os intervalos de concentração definidas nos testes preliminares. O autor verificou que os efluentes não apresentam toxicidade aguda para as espécies em estudo, nem toxicidade crônica para a espécie de tilápia do Nilo. Os resultados das análises sanitárias dos peixes indicaram a ausência de coliformes fecais (NMP/g), *Staphylococcus aureus* (UFC/g) e *Salmonella sp* (ausência ou presença/25g) nas espécies cultivadas nos aquários experimentais, o que se deve provavelmente ao fato do efluente da ETE Samambaia apresentar menos de 1000 CF/100mL, o recomendado pela OMS, comprovando, assim, que esses limites são seguros do ponto de vista bacteriológico.

Bastos *et al.* (2002 e 2003) desenvolveram experimentos de campo, em escala piloto, que incluiu a avaliação comparativa da produtividade e da qualidade sanitária de tilápias do Nilo cultivadas em sistemas de renovação contínua de água e água residuária (efluente de lagoa de estabilização). O experimento foi desenvolvido na ETE de Viçosa-MG, que é constituída por um reator anaeróbio em escala real, seguido de uma série de três lagoas de estabilização em escala piloto, com o volume de 14,6m³, altura de lâmina de 0,90m, área superficial de 16,22m² e vazão em torno de 2m³/d. A unidade de piscicultura foi constituída por

duas linhas de 12 tanques em escala piloto (caixa d'água de 1.000L em fibra de vidro), distribuídos entre sistemas de renovação contínua (10%/d do volume total dos tanques) com água de poço e efluente final do sistema de lagoas. O experimento se desenvolveu em três etapas, sendo que o diferencial foi a densidade de estocagem nas diferentes etapas e o período em que o experimento se desenvolveu. A Tabela 2 apresenta as diferenças entre as etapas realizadas.

Tabela 2. Diferenças das etapas realizadas no experimento de Viçosa.

ETAPA	PERÍODO	DENSIDADE DE ESTOCAGEM (peixes/caixa)
Etapa 1	dezembro de 2001 a fevereiro de 2002	10 – 20 – 30
Etapa 2	março e abril de 2002	6 – 12 – 18
Etapa 3	maio a julho de 2002	3 – 6 – 9

Fonte: Bastos (2000)

Segundo Bastos *et al.* (2002 e 2003), observou-se que, para maiores densidades e mesma quantidade de alimento, o ganho em peso dos peixes foi inferior. Paralelamente, na fase inicial de crescimento, os alevinos de tilápia metabolizaram melhor o alimento natural, pois apresentam grande capacidade filtradora. Entretanto, nas fases mais avançadas de crescimento, o aproveitamento foi mais eficaz utilizando-se alimento artificial, visto que nesta fase, os peixes apresentam características morfológicas e fisiológicas que favorecem a absorção desse tipo de alimento.

Bastos *et al.* (2002 e 2003) concluíram também que peixes cultivados em esgoto tratado apresentaram excelente qualidade sanitária, ou seja, a qualidade físico-química e microbiológica do efluente mostrou-se inteiramente propícia a piscicultura. Contudo, a produtividade alcançada no cultivo com efluente da lagoa de estabilização, cuja única fonte de alimento era o fitoplâncton, não alcançou a produtividade do sistema convencional.

Pereira (2004), avaliou a utilização de efluentes de lagoas de estabilização na criação de tilápias na Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) continental da CASAN (Companhia de Água e Saneamento) localizada no bairro de Potecas, município de São José na região metropolitana de Florianópolis. O sistema da

ETE é composto de uma lagoa anaeróbia de 7,3 ha com profundidade de 2,8m, três lagoas facultativas (1, 2 e 3), medindo 10,5 ha, 6,7 ha e 3,2 ha, respectivamente. O experimento foi realizado em tanques de fibra de vidro em formato raceway, com volume útil de 3,8m³ sob aeração constante e teve duração de 4 meses. A produção de peixes e sua influência na capacidade de polimento dos efluentes foram testadas, com a adoção de três tratamentos, como é descrito na Tabela 3. O efluente utilizado para o experimento foi captado da última lagoa facultativa da CASAN e os alevinos de tilápia eram revertidos.

Tabela 3. Tratamentos utilizados no experimento relativo à produção de peixes e polimento de efluentes.

Tratamento	Descrição	Densidade de estocagem
T1	Água limpa + ração (controle)	7 peixes/m ²
T2	Efluente lagoa facultativa sem ração	3 peixes/m ²
T3	Efluente lagoa facultativa sem ração	7 peixes /m ²

Fonte: Pereira (2004)

Os resultados mostraram que os peixes criados no efluente sob as duas densidades de estocagem utilizadas (3 e 7 peixes /m²) apresentaram alta sobrevivência, porém a o consumo de alimento, no caso o plâncton, ficou comprometido devido às altas concentrações de amônia no efluente. Apenas 10% das amostras coletadas ao longo do período experimental se mostraram favoráveis ao crescimento de peixes. A produtividade dos peixes criados no efluente e sem alimento complementar atingiu em média 3,871 kg/ha/safra e Leon e Moscoso (1999) consideram que 4,400/kg/ha seja a máxima capacidade de produção de tilápias em lagoas de estabilização sem o uso de alimento complementar. As análises microbiológicas dos peixes estão de acordo com os

padrões exigidos pela OMS (Organização Mundial da Saúde), que exige valores \leq CF/100 mL (\leq 1000 coliformes fecais/100mL) (OMS, 1989).

Machado (2006) avaliou a possibilidade do cultivo de tilápias nilóticas no efluente da Estação de Tratamento de Esgotos de Samabaia, Distrito Federal. O trabalho foi desenvolvido em três tanques piscícolas: o primeiro recebeu efluente da estação e foi estocado com alevinos, sem alimento complementar (TA); o segundo tanque recebeu apenas efluente (TB); e o terceiro tanque recebeu água limpa e alevinos, que foram alimentados com ração artificial (TC). Observou-se, ao final do experimento, a mortalidade total dos alevinos estocados no tanque TA (que recebeu efluente e foi estocado com alevinos, sem alimentação complementar). Um dos motivos que pode ter causado esse fato foram os altos teores de amônia e as baixas concentrações de oxigênio dissolvido. O valor médio de amônia no tanque TA, durante o experimento foi de 22 mg·L⁻¹ e a concentração média de OD, 2,4 mg·L⁻¹.

De acordo com todos os experimentos relatados no Brasil e no mundo, pode-se concluir que o uso de água tratada em piscicultura é viável e confiável. Assim, essa prática deve ser incentivada, não apenas como forma de tratamento, o que ocorre em países desenvolvidos, mas também como forma de obter proteína de boa qualidade para diversas finalidades, dentre as quais pode-se destacar o uso em ração animal, motivo pelo qual essa prática é incentivada também em países em desenvolvimento.

3.2.3. Aspectos sensoriais e toxicológicos dos peixes produzidos

Para o consórcio da atividade de aquicultura com o tratamento de esgotos é necessário um bom controle dos parâmetros físicos, químicos e biológicos para garantir a produção e qualidade do peixe produzido. Este sistema de piscicultura não pode ser encarado da mesma forma que os sistemas que empregam águas naturais (Leon e Moscoso, 1999).

O consumo de peixes oriundos de esgoto tratado tem limitações e exige cuidados quanto a presença de agentes patogênicos existentes no ambiente e nos

próprios peixes. As condições de cultivo não podem limitar a vida do peixe fazendo com que não cresça e/ou morra (Leon e Moscoso, 1999).

O sabor da carne dos peixes é resultado da sua alimentação e da característica da carne, sendo que há um preconceito natural ao consumo de produtos originados das águas residuárias. A análise sensorial comparativa pode avaliar o sabor de peixes criados no efluente tratado e de peixes criados em água limpa, verificando se haverá um impedimento com relação ao sabor da carne do peixe para comercialização. Este tipo de análise auxilia na tomada de decisão de como comercializar o produto, que valor pode ser obtido no mercado, a viabilidade de comercialização do produto, etc. O peixe produzido neste ambiente pode ter outra finalidade e não ser utilizado para o consumo humano.

Os contaminantes químicos que se ligam à molécula transmissora das informações genéticas, o DNA, podem causar processos de mutagênese, teratogênese e carcinogênese nos peixes (Kurelec, 1993). No processo de formação de novas células, alguns fragmentos e alguns cromossomos inteiros se atrasam e não conseguem formar uma nova célula. Assim, este material pode se fundir com o núcleo principal ou formar alguns núcleos secundários (micronúcleos). A presença destes micronúcleos pode indicar a ocorrência de aberrações genéticas na gênese celular (Carrano e Natarajan, 1988). Esta alteração poderá estar associada às condições ambientais, representando risco para os peixes cultivados e para os consumidores dos mesmos. Dessa forma, o esgoto bruto contaminado com agentes patogênicos e cancerígenos exige o controle de qualidade da água e da carne dos peixes produzidos neste ambiente.

3.2.4. Aspectos sanitários do reúso de efluentes doméstico na piscicultura

Devido à falta de estudos a respeito dos efeitos do reúso de água em piscicultura para a saúde da população, a OMS não estabelece padrões definitivos de qualidade bacteriológica para esta aplicação.

De acordo com pesquisas realizadas por Moscoso e Muñoz (1991) e Moscoso (1998), concentrações de coliformes fecais de 10^5 por 100 mL, no

afluente do tanque de piscicultura, não oferecem riscos à saúde dos peixes e nem riscos potenciais à saúde humana pelo consumo do pescado. Esse valor é uma ordem de magnitude acima do recomendando pela OMS ($10^4 \cdot (100 \text{ mL})^{-1}$).

Segundo Leon e Moscoso (1996), a possibilidade de contaminação dos músculos dos peixes se dá quando os peixes estão sendo cultivados em tanques com coliformes fecais e salmonelas superiores a 10^4 e 10^5 por 100mL, respectivamente, sendo que, quanto maior for o tempo de contato dos peixes com a água contaminada, maior a contaminação. Entretanto, com concentrações de coliformes fecais na água inferiores a $1.000 \text{ CF} \cdot (100\text{mL})^{-1}$, a possibilidade de acúmulo de organismos entéricos e agentes patogênicos no interior do tecido comestível do peixe é baixa, segundo os mesmos autores.

As bactérias apresentam capacidade invasiva e de disseminação por diversos órgãos e tecidos dos peixes, como o trato intestinal, rins, fígado, sangue e músculos. Há evidência da multiplicação de bactérias, inclusive patogênicas ao homem, no trato intestinal e nos músculos dos peixes, mas também de que a colonização nos últimos só ocorre quando há elevada densidade de bactérias em outros órgãos. Diversos trabalhos apontam evidências de que a penetração de bactérias nos músculos dos peixes depende de sua densidade na água e do tempo de exposição. Em geral, aceita-se $10^4 - 10^5 \text{ CF} / 100 \text{ ml}$. Foi também observado que a invasão dos mesmos por organismos patogênicos tende a ocorrer quando os mesmos são cultivados em tanques com concentrações de coliformes e salmonela acima de 10^4 e $10^5 \text{ CF}/100 \text{ ml}$, respectivamente (Mara E Cairncross, 1989). Moscoso *et al.* (1992), verificaram que coliformes fecais passaram a ser detectados nos músculos de tilápias quando as densidades na água eram superiores a $10^5 \text{ CF}/100 \text{ ml}$, sugerindo então um limite de $10^4 \text{ CF}/100 \text{ ml}$.

Em um estudo realizado por El-Shafai *et al.* (2004) relacionado à qualidade microbiológica de tilápias cultivadas em efluente doméstico, constatou-se que a concentração de coliformes fecais no organismo dos peixes diminuiu na seguinte ordem: intestino> guelras> pele> fígado. Os autores recomendam que o esgoto

seja pré-tratado para sua utilização na aquicultura e que os peixes cultivados no esgoto sejam depurados, para uma maior redução dos riscos à saúde pública.

Embora não existam casos registrados de doenças bacterianas transmitidas através de peixes cultivados no esgoto doméstico, em alguns países os riscos para a saúde pública são as razões principais para a rejeição desta prática de reúso. Esses possíveis riscos podem ser diminuídos ou eliminados se técnicas de tratamento adequadas forem utilizadas. Os peixes cultivados no esgoto doméstico devem ser examinados para garantir que os mesmos encontram-se em condições adequadas para o consumo humano. Peixes que estiverem microbiologicamente impróprios para o consumo humano podem ser utilizados para a produção de farinha de peixe, utilizada no fabrico de rações para peixes, frangos e outros animais (El-Shafai *et al.*, 2004). Em baixas concentrações, os microrganismos são encontrados na superfície dos peixes, guelras e vísceras e podem representar pontos de contaminação durante o processamento (Pillay, 1992). Quando são encontrados em baixas quantidades, os organismos patogênicos não tendem a penetrar nos músculos dos peixes (Mara e Cairncross, 1989; Pillay, 1992).

Considerando os helmintos, o grupo de maior preocupação no caso de uso de esgotos sanitários em piscicultura são os trematóides, particularmente *Chlonorchis* sp., *Opisthorchis* sp., *Paragominus* sp., e *Shistosoma* sp. Destes, apenas o *Paragominus westermani* e o *Shistosoma mansoni* apresentam importância epidemiológica na América do Sul e no Brasil (Edwards, 1992).

Em relação à transmissão de doenças de veiculação hídrica associada ao uso de esgotos sanitários em piscicultura, reconhecem-se três mecanismos principais: (i) transmissão passiva de patogênicos por meio de peixes contaminados, por ingestão ou manipulação; (ii) transmissão de helmintos que têm os peixes como hospedeiros intermediários; (iii) transmissão de helmintos que têm como hospedeiros intermediários outros componentes da biota aquática (Edwards, 1992).

Padrões de qualidade microbiológica de efluentes para a piscicultura só apresentarão credibilidade definitiva após exaustivas demonstrações de sua suficiência como medida de proteção da saúde. Torna-se necessário, portanto,

testar, sua validade sob diferentes condições de clima, sistemas de cultivo, espécies de peixe e qualidade de efluentes. Evidências conclusivas de transmissão de doenças (riscos reais à saúde) podem ser obtidas apenas por meio de complexos estudos epidemiológicos. Portanto, a avaliação de riscos potenciais (por exemplo, a qualidade sanitária de peixes), representa ferramenta valiosa (Bastos, 2003).

A Tabela 4 exibe os valores de qualidade microbiológica no reúso em aquicultura recomendados pelo Relatório de Engelberg (Mara e Cairncross, 1989).

Tabela 4. Critérios de qualidade microbiológica para reúso em aquicultura.

Tipo de processo de reúso	Ovos ^(a) viáveis de trematódeos (média aritmética do nº de ovos por L ou Kg)	Coliformes fecais (média geométrica do NMP. (100mL) ⁻¹ ou 100 g ^(b))
Cultivo de peixes	0	< 10 ⁴
Cultivo de macrófita aquática	0	< 10 ⁴

Fonte: Mara e Cairncross (1989)

No Brasil, por ainda estar se iniciando à prática de uso de esgotos tratados em aquicultura, há a necessidade de realizar estudos epidemiológicos para o estabelecimento de padrões de qualidade das águas de alimentação, tanto de sistemas diretos como os indiretos. Enquanto esses estudos não são realizados, sugere-se seguir as diretrizes recomendadas pela OMS, independentemente do sistema empregado (CNRH, 2003):

(a) média geométrica inferior a 10³ coliformes fecais por 100 mL nas lagoas, que pode ser obtida abastecendo-se as lagoas com esgotos tratados com concentrações máximas de 10⁴ coliformes fecais por 100mL;

(b) ausência total de ovos de trematodos, particularmente os associados à transmissão da esquitossomose.

Segundo Buras *et al.* (1987), a utilização de Coliformes Fecais como indicadores para a invasão de músculos de peixes tem sido questionada por alguns autores, que afirmam que esse indicador não é, nas condições propostas, adequadamente detectado. Assim, foi proposta a utilização de bactérias aeróbias totais (contagem total padrão em placas) como indicadores, assumindo que uma vez detectados em peixes, indicariam a presença potencial de bactérias patogênicas. A Tabela 5 mostra os padrões bacteriológicos de peixes propostos com base em estudos realizados por

Tabela 5. Qualidade bacteriológica de peixes em função da contagem total de bactérias

Bactérias aeróbias totais em músculos de peixes (bactéria • g⁻¹)	Qualidade dos peixes
0 – 10	Muito boa
10 – 30	Média
>50	Inaceitável

Fonte: Buras *et al.*, (1987).

3.2.5. Produtos químicos presentes no esgoto que representam perigo a saúde humana e sobrevivência dos peixes

A qualidade dos esgotos domésticos é o resultado da qualidade da água captada para tratamento, que deve ser livre de contaminantes conforme normas estabelecidas pelo CONAMA, e do uso dado a ela pelo usuário. A presença de metais pesados como o mercúrio, cobre e zinco estão relacionados principalmente a atividades de mineração e despejos industriais (Leon e Moscoso, 1999).

Os defensivos agrícolas são os responsáveis por grande parte da perda da qualidade da água existente no planeta. Quando aparecem nas águas residuárias, podem fazer parte dos tecidos dos peixes e levam muito tempo para se decompor. O problema se agrava quando incrementa sua concentração na cadeia trófica, culminando com o homem como o consumidor final. A exposição aos metais

pesados, aos bifenil policlorados e hidrocarbonetos clorados são responsáveis por problemas de saúde nos homens e nos peixes (Buras, 1993).

A tolerância pelos peixes ao cobre, zinco e outras substâncias tóxicas está relacionada ao *stress* ambiental e aos efeitos de sinergismo ou antagonismo dos componentes da água, reforçador ou neutralizador da toxidez, respectivamente, podendo originar problemas de patógenos aos peixes como *Aeromonas hydrophila* e *Saprolegnia* (Buras, 1993; Pádua, 1993).

Os metais pesados não devem constituir maiores problemas nas águas residuárias domésticas, pois deverão estar em doses menores do que as consideradas tóxicas para os peixes (Bastos *et al.*, 2003).

3.3. A piscicultura

3.3.1. A expansão da aquicultura no Brasil e no mundo

Segundo Camargo e Pouey (2005), a exploração indiscriminada do estoque pesqueiro natural, a crescente diferença entre a quantidade de pescado capturado e a demanda de consumo tornaram a aquicultura uma das alternativas mais viáveis no mundo para produção de alimento de alto valor protéico. Atualmente, os pescados perfazem 8,6% da produção global de alimentos, representando 15% do total de proteína de origem animal, sendo a quinta maior fonte de proteína, perdendo apenas para o arroz, produtos florestais, leite e trigo.

A produção mundial de pescado em 2002 foi em torno de 133 milhões de toneladas, sendo que a produção proveniente da aquicultura foi de 39,8 milhões de toneladas, onde o cultivo continental representou 60% e o marinho 40% (FAO, 2004).

A produção aquícola brasileira em 2002 ficou representada por 71,7% de cultivo em águas continentais e 28,3% em águas marinhas, com um total de 251.287,0 toneladas, tendo um crescimento médio de 20% ao ano, nos últimos anos. Do montante produzido pela aquicultura, 85% são peixes de água doce (principalmente tilápias, carpas e bagres) e os 15% restantes estão divididos igualmente em camarões (marinhos) e moluscos (principalmente mexilhões) (IBAMA, 2004).

Nas estratégias atuais do governo federal há nítida ênfase no combate à fome no território brasileiro. Verifica-se, neste contexto, o fortalecimento de setores como o de aqüicultura que, segundo dados da *Food and Agriculture Organization of the United Nations* (FAO, 2007) tem na piscicultura (cultivo de peixes) uma das grandes alternativas para produção de alimentos, constituindo fonte rica em proteína animal a custos favorecidos. Seu desenvolvimento, além da geração de alimentos, produz empregos, impostos e divisas possibilitando a diversificação de culturas e de fontes de renda no espaço rural com a instalação, inclusive de indústrias de insumos e de processamento dos pescados.

Dentre as razões para o crescimento da piscicultura no país, como em todo o mundo, encontram-se a elevação dos custos de transporte de pescado fresco para o interior, a deterioração da qualidade das águas, o comprometimento dos estoques naturais e o reconhecimento da atividade como um segmento do setor primário de grande potencial econômico. Desde a década de 1980, a piscicultura como atividade zootécnica, está em plena expansão no Brasil (Tiago, 2002).

Conseqüentemente, o desenvolvimento dessa atividade implica no uso cada vez maior dos recursos naturais, com um aumento do impacto ambiental. Com a intensificação dos cultivos, a quantidade de alimento utilizada aumenta, elevando a produção de dejetos, incluindo material orgânico, nutrientes e sólidos suspensos nos tanques de cultivo. Assim, ocorre uma diminuição dos níveis de oxigênio dissolvido, eutrofização e aumento da turbidez dos corpos receptores. Parte dos dejetos sedimenta no fundo dos tanques e é descartada juntamente com o efluente final durante o processo de despesca. Os meios de se minimizar os impactos ambientais causados pelas atividades piscícolas incluem a diminuição na utilização de nutrientes, o manejo dos tanques para se conter a máxima quantidade de nutrientes nos mesmos evitando seu descarte nos corpos receptores e utilização de resíduos da própria atividade (Lin e Yi, 2003).

Considerando esta expansão, faz-se necessária a busca da sustentabilidade da atividade. Uma alternativa viável e promissora amplamente praticada no mundo vem a ser a realização das atividades piscícolas em águas residuárias tratadas. Com o desenvolvimento dessa prática, pode-se obter uma

maior preservação dos recursos hídricos e a geração de alimento protéico de alta qualidade. Dessa forma, ocorre uma diminuição do impacto ambiental causado pela atividade, contribuindo também para a sustentabilidade do tratamento de esgotos.

3.3.2. As tilápias e seu cultivo no Brasil

Entre as atividades aquícolas realizadas no Brasil, cerca de 80% da produção é referente à piscicultura de água doce (Valenti, *et al.* 2000). Espécies exóticas como as carpas e as tilápias são as mais expressivas, devido às suas qualidades zootécnicas. Sendo as tilápias o segundo grupo de peixes de maior importância na aquíicultura mundial (Lovshin, 1998).

Atualmente, o Brasil produz mais de 300.000 toneladas de pescado cultivado, sendo que cerca de 25% desta produção é representada pelo cultivo de tilápias (IBAMA/SEAP, 2006). A produção nacional está concentrada na Região Nordeste, seguida pela Sul, Sudeste, Centro-Oeste e Norte, sendo que em 2005, a produção de tilápias no Brasil atingiu 67.850,5 toneladas, gerando uma receita aproximada de mais de U\$ 100 milhões (IBAMA/SEAP, 2006).

De acordo com Boscolo *et al.* (2001), tilápia é a denominação comum de grande gama de espécies de peixes ciclídeos, que, conforme Popma e Phelps (1998), distribuem-se originalmente do centro - sul da África até o norte da Síria. Cerca de 22 espécies de tilápia são cultivadas no mundo, porém a tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*), a tilápia mossâmbica (*O. mossambicus*), a tilápia azul (*O. aureus*), *O. maccrochir*, *O. hornorum*, *O. galilaeus*, *Tilapia zillii* e a *T. rendalli* são as espécies mais criadas comercialmente (El-Sayed, 1999).

De acordo com Lovshin (1997), a distribuição de tilápias pelo mundo começou com o intuito da criação de peixes para subsistência em países em desenvolvimento. No final dos anos 70, a espécie *Oreochromis niloticus* demonstrou alto potencial para a aquíicultura em vários sistemas de criação. Originária da Costa do Marfim no Oeste africano, a espécie *O. niloticus* foi introduzida no nordeste do Brasil em 1971 e, então distribuída pelo país. O interesse pelo cultivo desta espécie no Sul e Sudoeste do país cresceu rapidamente nos últimos anos devido à introdução da tecnologia de reversão

sexual e à pesca-esportiva, representada pelos pesque-pagues. A tilápia é criada em diversos sistemas de produção, desde a cultura semi-intensiva em tanques adubados até sistemas intensivos como “raceways” e tanques-rede.

A tilápia do Nilo (*O. niloticus*) destaca-se como peixe potencial para a aquicultura, visto a sua rusticidade, crescimento rápido e adaptação ao confinamento (Hayashi, 1999). Possui hábito onívoro, alimentando-se de plânctons e detritos, e adapta-se facilmente a rações comerciais. Além disso, o sabor e a coloração clara de sua carne conferem à tilápia grande apreciação no mercado consumidor (Lovshin, 1997).

Segundo Carneiro *et al.* (1999), os estudos sobre a tilápia vermelha da Florida têm aumentado nos últimos anos. Devido à sua aparência, as tilápias vermelhas têm alcançado melhores preços de mercado quando comparadas à tilápia do Nilo (Figura 1). A tilápia vermelha da Flórida tem sua origem no cruzamento entre *O. mossambicus* e *O. hornorum*. Com o intuito de melhorar as taxas de crescimento e resistência a baixas temperaturas, este híbrido foi cruzado com *O. niloticus* e *O. aureus* (Desprez *et al.*, 2003).

Um grande problema que os produtores de tilápia enfrentam atualmente relaciona-se ao alto custo de sua produção. Segundo Kubitza (2000) os alimentos podem compor 40 a 70% do custo de produção de tilápias, dependendo do sistema de cultivo empregado, da escala de produção, da produtividade alcançada, dos preços dos outros insumos de produção, dentre outros fatores. El-Sayed (1999) relata que na aquicultura, a fonte de proteína tradicionalmente utilizada é a farinha de peixe, por apresentar bom balanceamento de aminoácidos e alto nível protéico. Tacon (1993) afirma que a farinha de peixe é o ingrediente utilizado nas rações que apresenta maior custo, comprometendo o preço das rações. Dessa maneira, faz-se necessária a busca por fontes alternativas de proteína na alimentação dos peixes e a utilização de sistemas de produção sustentáveis, reduzindo os custos de produção e garantindo maiores lucros para os produtores.



Figura 1. Imagem de tilápia vermelha da Florida

Fonte: www.fiperj.rj.gov.br

3.3.3. Fatores relevantes para o cultivo de tilápias em águas residuárias

As tilápias são reconhecidamente as espécies que melhor se adaptam a diferentes condições de qualidade da água. São tolerantes a baixas concentrações de oxigênio dissolvido, convivem com uma faixa bastante ampla de acidez e alcalinidade na água, crescem e até mesmo se reproduzem em águas salobras e salgadas e toleram altas concentrações de amônia tóxica comparadas à maioria dos peixes cultivados (Kubitza, 2000).

De acordo com Popma e Phelps (1998), a tilápia é, entre as espécies de peixes mais cultivadas, a que melhor resiste a altas temperaturas, baixa concentração de oxigênio dissolvido e alta concentração de amônia na água.

Kubitza (2000) afirma que a tilápia aproveita de forma eficiente o fito e o zooplâncton resultante da adubação dos viveiros com fertilizantes orgânicos e inorgânicos. Sob tais condições, o alimento natural presente no viveiro irá suprir quantidades significativas de nutrientes requeridas pelos peixes. Schroeder (1983) realizou análise do conteúdo estomacal de tilápias cultivadas em sistema intensivo de produção e os resultados mostraram que 50% do volume analisado

correspondeu ao alimento natural presente no viveiro. Neste caso, por se tratar de um sistema intensivo, a própria ração utilizada contribuiu para a adubação do viveiro, aumentando a quantidade de alimento natural do mesmo. É importante ressaltar que a contribuição do alimento natural para o crescimento dos peixes, vai depender da densidade de estocagem utilizada e da produtividade do viveiro.

Buras *et al.* (1987) avaliaram o crescimento de três espécies de peixes em lagoas de estabilização: tilápia, carpa e carpa prateada e chegaram à conclusão de que a tilápia é a espécie mais resistente a altas concentrações de poluentes, tanto químicos como bacteriológicos.

A partir de trabalhos realizados anteriormente por diversos autores, a tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*), é a espécie mais adequada para ser cultivada em esgoto doméstico tratado, pelos seguintes motivos (Lima, 1996): (1) é uma espécie bem conhecida; (2) aceita uma grande variedade de alimentos explorando todos os itens básicos da cadeia trófica; (3) responde com a mesma eficiência a ingestão de proteínas de origem vegetal e animal; (4) apresenta resposta positiva à fertilização (adubação) dos viveiros; (5) tem grande capacidade de filtrar fitoplâncton; (6) é bastante resistente às doenças, superpovoamentos e baixos teores de oxigênio dissolvidos; (7) desova durante todo ano nas regiões mais quente do país; e (8) tem alto valor comercial e grande aceitação no mercado.

3.3.4. A utilização do efluente de lagoas de estabilização na piscicultura

Segundo Von Sperling (1996), os esgotos domésticos contêm aproximadamente 99,9% de água. A fração restante inclui sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos, bem como, microrganismos. Portanto, é devido a essa fração de 0,1% que há necessidade de se tratar os esgotos.

Um sistema de tratamento dos esgotos é usualmente classificado em preliminar, primário, secundário e terciário. O tratamento preliminar objetiva apenas a remoção dos sólidos grosseiros enquanto o tratamento primário visa a remoção de sólidos sedimentáveis e, conseqüentemente, parte da matéria orgânica. Já no tratamento secundário, no qual predominam mecanismos

biológicos, o objetivo é a remoção da matéria orgânica e eventualmente nutrientes (nitrogênio e fósforo). O tratamento terciário objetiva a remoção de poluentes específicos (usualmente tóxicos e compostos não biodegradáveis) ou ainda, a remoção complementar de poluentes não suficientemente removidos no tratamento secundário (Von Sperling, 1996).

Para selecionar-se um processo correto, é importante conhecer-se bem as características dos despejos, as facilidades para o seu tratamento e o nível de remoção exigido pela legislação. Além disso, as mudanças sazonais devem ser consideradas. A escolha do método de tratamento dependerá das exigências da qualidade do efluente final, flexibilidade de operação e custos (Costa, 1997).

Para alguns autores (Mara, 1976; Silva, 1982; Oliveira, 1990), o sistema de lagoas é o método mais adequado aos países em desenvolvimento em regiões tropicais e subtropicais, pois há disponibilidade de área próxima às cidades e a ação natural do calor e da luz solar aceleram o crescimento de microorganismos, favorecendo a degradação biológica da matéria orgânica. No Brasil, as condições meteorológicas e climáticas são extremamente favoráveis a este processo de tratamento, contribuindo também para isto a disponibilidade de grandes extensões de áreas na maioria das cidades, que favorecem a adoção dos sistemas de lagoas para o tratamento de esgoto sanitário (Von Sperling, 1996).

Inúmeros trabalhos de pesquisa e aplicações em larga escala forneceram parâmetros de referência para a operação e manejo de vários esquemas de tratamento de resíduos e esgotos. São várias as publicações como Silva (1977), Silva e Mara (1979), Metcalf e Eddy (1991) e Von Sperling (1996).

Geralmente as lagoas são arranjadas em série, na seguinte ordem: lagoa anaeróbia – lagoa facultativa – lagoa de maturação. Segundo Von Sperling (1996), as lagoas anaeróbias apresentam profundidades de 3 a 5 m, cujo objetivo é minimizar ao máximo a presença de oxigênio para que a estabilização da matéria orgânica ocorra estritamente em condições anaeróbias. A eficiência nesse tipo de sistema poderá atingir até 60% na remoção de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) dependendo da temperatura. As lagoas facultativas têm profundidade de 1,5 a 3 m e existe a ocorrência de processos aeróbios na parte superficial

através da fotossíntese realizada pelas algas e anaeróbios no fundo, com a sedimentação da matéria orgânica.

Já as lagoas de maturação apresentam profundidades de 0,8 a 1,5 m e sua principal função é remover patogênicos devido à penetração intensa de radiação solar, elevado pH e elevada concentração de oxigênio dissolvido. Paralelamente, esse tipo de lagoa funciona como um tratamento terciário e tem a finalidade de “polir” o efluente tratado, o qual possui grande quantidade de sólidos suspensos, formados principalmente pela biomassa de algas, matéria orgânica particulada e zooplâncton. As algas produzidas em tais lagoas possuem alto valor protéico e apresentam alta produtividade, podendo ser usadas como alimento para os peixes. Entretanto, ao se decomporem, geram uma alta DBO, liberando altas quantidades de nutrientes para o ambiente, causando a eutrofização dos corpos d’água receptores (Alaerts *et al.*, 1996). Por esta razão, pesquisas estão sendo realizadas na tentativa de diminuir a grande quantidade de sólidos suspensos gerados por tais sistemas e utilizar os nutrientes.

Os sistemas de lagoas de estabilização produzem efluentes com melhores condições sanitárias, dentre os sistemas convencionais de tratamento, refletidos nas baixas densidades de coliformes fecais, normalmente inferiores a 1000NMP/100mL, ausência de nematóides intestinais e remoções superiores a 90% para vírus (Maynard *et al.*, 1999). A redução de material carbonáceo, também, é considerada suficiente para o atendimento das exigências legais previstas ao lançamento de efluentes em corpos d’água. Segundo Von Sperling (1996), a remoção de DBO₅ pode atingir proporções de até 90%.

Segundo Oliveira (1990), as lagoas de estabilização apresentam algumas desvantagens, como: grande área requerida, os efluentes gerados apresentam alta concentração de algas. Além disso, a remoção de nutrientes nesse tipo de sistema não é efetiva.

Por outro lado, a biomassa de algas produzida em lagoas de estabilização constitui uma excelente fonte alimentar, porém sua extração e processamento têm custos elevados. Assim, o cultivo de peixes em reservatórios alimentados com efluentes tratados é uma interessante opção, pois peixes filtradores como tilápias

e carpas consomem as algas do efluente, contribuindo com a diminuição dos teores de sólidos suspensos. As algas, por sua vez, produzem oxigênio, necessário para a sobrevivência e crescimento dos peixes.

A criação de peixes em lagoas de estabilização apresenta vantagens e desvantagens. As variações sazonais ao longo do dia e da noite da qualidade da água no interior de uma lagoa (Oxigênio Dissolvido, pH e amônia), podem ser prejudiciais ao crescimento e sobrevivência dos peixes. O ecossistema em uma lagoa de estabilização é bastante complexo e pode tornar-se ainda mais com a introdução de peixes, dependendo da espécie e da densidade utilizada (Bastos, 2003).

De qualquer forma, as lagoas de estabilização são capazes de produzir efluentes propícios à piscicultura. Em especial, as lagoas de maturação rasas podem ser projetadas para a otimização de remoção de amônia por volatilização, como decorrência do estabelecimento de condições ambientais que favorecem a proliferação de algas, o consumo de CO₂, a produção de OD e a elevação do pH (Von sperling, 2002). A tilápia do Nilo é uma espécie apropriada para essa prática, já que possui grande capacidade de filtrar o fitoplâncton, presente em grandes quantidades em lagoas de maturação (Leon e Moscoso, 1999).

Considerando a qualidade dos efluentes, Cointreau *et al.* (1987) e Bartone e Khouri (1988), afirmam que a amônia é um fator limitante para a sobrevivência dos peixes e consideram 2,0 mg/L de amônia total o máximo para obter uma boa produção de peixes.

A quantidade de nutrientes presentes no efluente proporciona o crescimento de algas, mas em altas concentrações, causa problemas no cultivo de peixes. Quando há algas em excesso no efluente, o teor de oxigênio dissolvido cai drasticamente durante a noite, podendo causar a morte dos peixes. Edwards (1992) considera o nível ótimo de introdução de N total no tanque de piscicultura de 4 Kg/ha/dia em uma profundidade de 1,5 m. Silva *et al.*, (2001), afirmam que algas consumidas pelos peixes (tilápias), proporcionam reduções de 5,09 Kg N/ha/dia do nitrogênio total e de 2,59 Kg /ha/dia de amônia em lagoas de maturação. Alguns trabalhos relatam que a introdução de peixes nas lagoas pode

promover remoção adicional de sólidos suspensos (biomassa algal, zooplâncton e matéria orgânica particulada) e DQO (Pereira, 2000). Segundo Edwards (1992), a criação de peixes em lagoas de estabilização pode promover tanto a redução do fitoplâncton, pelo consumo direto destes pelos peixes, quanto seu aumento, como resultado do consumo de zooplâncton, que, por sua vez, consome o fitoplâncton.

Segundo o mesmo autor, o valor nutricional do fitoplâncton e do zooplâncton produzidos em lagoas de estabilização, principalmente para as primeiras fases de vida dos peixes é significativo. Dentre o fitoplâncton típico de lagoas de estabilização, tendem a predominar as algas verdes (*Chlorella*, *Scenedesmus*, *Ankistrodesmus*, *Chlamydomonas*) e pigmentadas (*Euglena*, *Phacus*), porém em regiões ou períodos de temperaturas elevadas, podem se tornar dominantes as algas verde-azuladas e as cianobactérias (*Agnemellum*, *Microcysts*, *Oscillatoria*).

Segundo Buras (1993) para proporcionar boas condições de vida aos peixes, a água residuária utilizada na piscicultura deve passar por uma série de 3 ou 4 lagoas de oxidação ou ser utilizada após uma lagoa de maturação, como forma de diminuir as oscilações de qualidade do tratamento e promover a melhor eliminação dos patógenos e parasitas presentes.

Mara *et al.* (1993) estabeleceram como tratamento mínimo de águas residuárias para utilização em piscicultura, o tempo de retenção de 1 dia em lagoa anaeróbia e de 5 dias em lagoa facultativa. Para Bastos *et al.*, (2003) o tempo de retenção para lagoas em série seria de aproximadamente 20 dias, para a redução de 4 a 5 unidades logarítmicas de CF/100 mL.

Nunes (1992) trabalhando com carpas prateadas (*Hypophthalmichthys molitrix*) observou que 78% do suprimento de fósforo retirado pelas algas do ambiente foram absorvidos pelo peixe para seu metabolismo e crescimento. A autora considerou que para produzir 1 Kg de peixe é necessário de 1 a 6 m³ de esgoto.

Edwards *et al.* (1990) obtiveram a produção de macrófitas aquáticas na água do esgoto, que possui 26% de proteína na matéria seca e foi utilizada para alimentar tilápias obtendo-se uma produção de 6 ton./ha/ano de peixes.

Segundo o CNRH (2003), a fertilização de lagoas para produção de peixes pode ser efetuada utilizando excreta, esgotos e em menor extensão compostos preparados com excreta e biossólidos. A grande maioria dos sistemas existentes aplica esgotos ou excretas, sem nenhum tratamento ou parcialmente tratados, diretamente nas lagoas onde são produzidos os peixes ou plantas aquáticas comestíveis. Entretanto, em alguns sistemas, como os que vêm sendo utilizados em Bangladesh e em outros países asiáticos, a produção de peixes é efetuada através de um processo indireto, fertilizando-se uma primeira série de lagoas para a produção de lemnáceas ou “duckweeds”, que são colhidas, secas e fornecidas aos peixes, cultivados em uma segunda série de lagoas. O sistema tem se mostrado bastante seguro em termos de proteção da saúde dos consumidores de peixes e altamente benéfico em termos econômicos. A Figura 2 mostra, esquematicamente, os diferentes processos de produção de peixes, tanto por métodos diretos, como os indiretos.

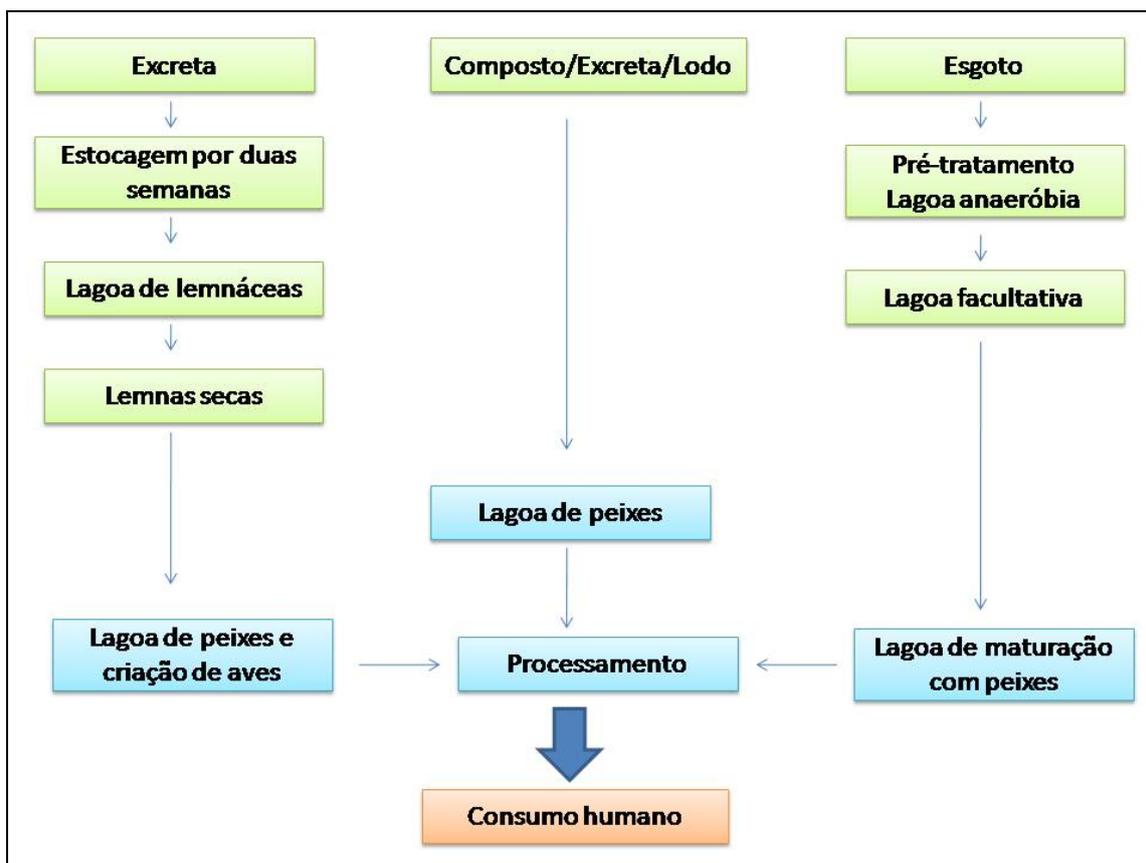


Figura 2. Sistemas de Aqüicultura direta e indireta utilizando excreta, esgotos ou compostos (CNRH, 2003).

No Brasil, não existe a prática de utilizar excreta ou compostos de excreta e bio-sólidos para a fertilização de lagoas para a produção de peixes. Mesmo a prática de produzir peixes com esgotos é bastante incipiente. Nesse sentido seria desejável e conveniente que fosse estabelecida uma política de aqüicultura fertilizada, na qual seja permitido apenas o uso de efluentes domésticos tratados (por sistemas de lagoas de estabilização ou sistemas equivalentes) e que a produção de peixes fosse efetuada unicamente pelo sistema indireto, como mostrado na Figura 3.

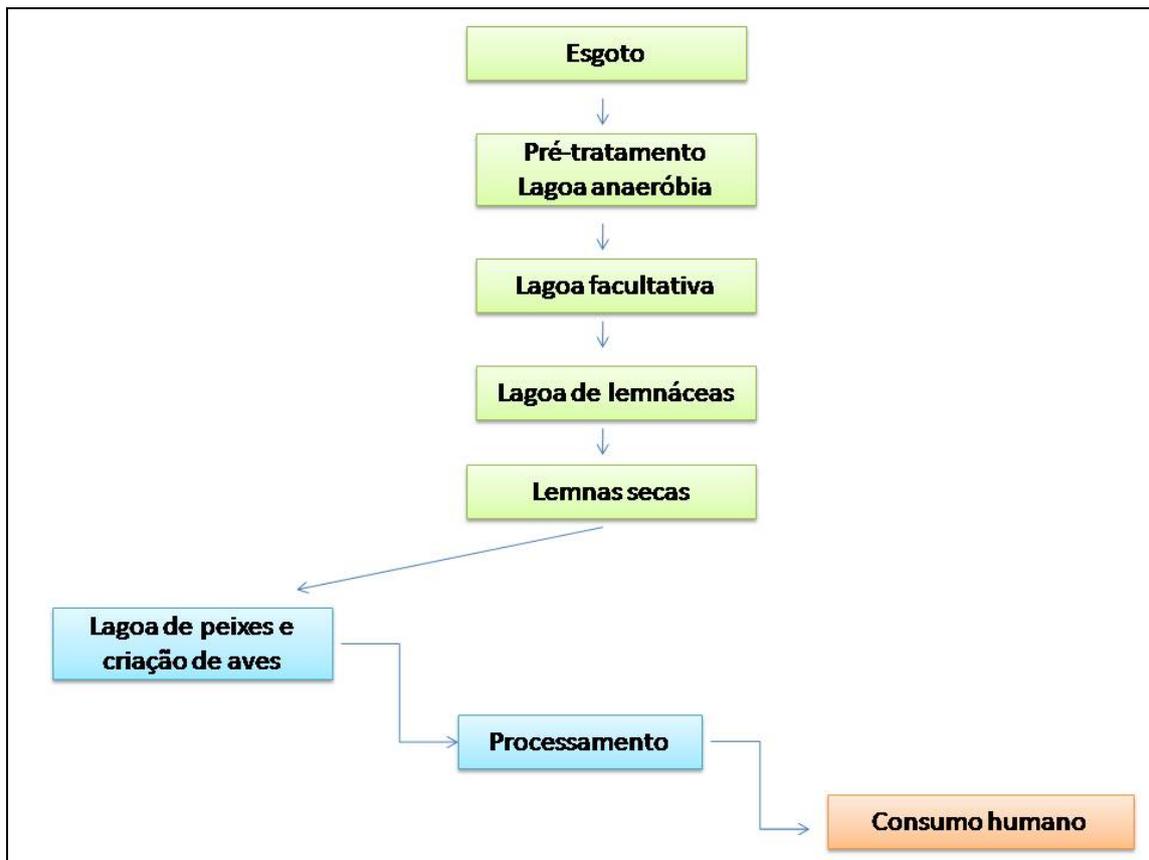


Figura 3. Sistema de fertilização indireta sugerida para implementação no Brasil (CNRH, 2003).

Apesar do CNRH sugerir que a produção de peixes seja efetuada unicamente pelo sistema indireto, estudos realizados no Brasil (Matheus, 1984, 1985, 1986, 1993; Matheus *et al.*, 1998; Azevedo *et al.* 1993; Hortegal Filha *et al.*, 1999; Felizatto, 2000; Souza 2002; Souza e Souza, 2003; Bastos *et al.*, 2002, 2003a, 2003b), em escala experimental, e em vários países no mundo (Edwards, 1992; Strauss e Blumenthal, 1990; Moscoso 1998, 2002; Leon e Moscoso, 1996; Moscoso *et al.*, 1992a, 1992b, 1992c; El-Gohary *et al.*, 1995; Shereif *et al.*, 1995; El-S Easa *et al.*, 1995) afirmam que a fertilização direta das lagoas de peixes é uma prática segura e viável, desde que sejam tomando todos cuidados necessários, como em qualquer cultivo.

Considerando o sistema indireto, o CNRH (2003), afirma que uma alternativa a esse sistema, possível de ser testada no Brasil seria a coleta das lemnáceas ou "duckweeds", preparação de uma ração e fornecimento aos peixes

cultivados no tanque seguinte. Assim, haveria um incremento na produção piscícola e melhoria no valor comercial dos peixes cultivados.

3.4. A utilização de macrófitas aquáticas no tratamento terciário de efluentes domésticos

As lagoas com macrófitas, assim como as lagoas de piscicultura, situam-se na posição mediana ou final de um sistema depurador lagunar. A utilização de lagoas de macrófitas precedida por uma lagoa de maturação pode ser aconselhada para reduzir os coliformes fecais e remover nutrientes, a fim de atingir as concentrações admissíveis (Bassères, 1990).

O processo de depuração em uma lagoa de macrófitas flutuantes procede de uma ação física e biológica análoga sendo que a presença de uma cobertura vegetal flutuante pode levar à anerobiose do sistema, mas estabiliza a massa d'água, permitindo a decantação dos sólidos suspensos (Moersidik, 1992).

O tratamento de efluentes baseado na utilização de macrófitas aquáticas pode ser classificado em: submerso, enraizado e flutuante (Figura 4). As diferenças entre os grupos baseiam-se na localização das plantas no corpo d'água. As macrófitas flutuantes pertencem a um grupo de plantas que não são fixas ao substrato, possuem folhas aéreas e flutuantes. As espécies mais promissoras para o tratamento de efluentes são: *Eichornia crassipes*, “o aguapé” (Bavaresco, 1998), *Azolla filiculoides* “samabaia d'água” (Forni 2001) e algumas espécies do gênero *Lemna* spp ou “duckweeds” (Korner *et al.*, 1998).

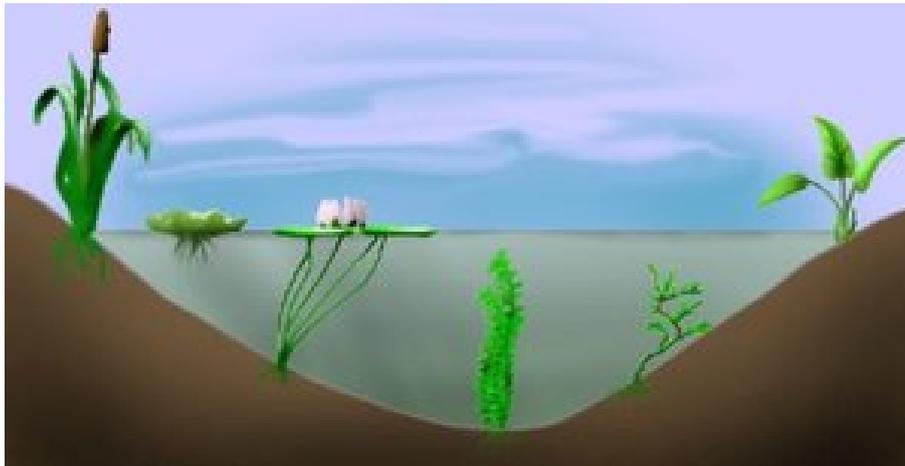


Figura 4. Imagens de macrófitas de acordo com a localização no corpo d'água

Fonte: www.eoearth.org/.../300px-Macrophytes_plants.jpg

As espécies como o aguapé (Figura 5) e as plantas da família *Lemnaceae* ou “duckweeds” têm atraído atenção global nos últimos anos. Estas plantas podem ser utilizadas no pós-tratamento de efluentes de lagoas de estabilização, sendo capazes de retirar nutrientes da água com grande eficiência e reduzir a quantidade de sólidos em suspensão (Caicedo *et al.*, 2000).



Figura 5. Imagens de aguapés (*Eichornia crassipes*)

Fonte: www.inteligentesite.com.br/.../meio71B_1.jpg

O aguapé (*Eichornia crassipes*) é geralmente empregado nos países muito quentes (tropicais ou subtropicais). Nos países tropicais, onde o aguapé não foi introduzido, *Pistia stratiotes* tem o papel de macrófita depuradora (Basséres, 1990).

Para Roquete Pinto *et al.* (1992), a ação despoluidora do aguapé é realizada através de quatro mecanismos, entre eles:

- *ação filtrante*: com suas raízes exuberantes como cabeleiras, esta planta retém o material particulado em suspensão como argila e partículas orgânicas;
- *absorção*: através de suas raízes, o aguapé absorve de corpos de água poluídos, metais pesados (Ag, Pb, Hg, Cd e outros), compostos organoclorados, organofosforados e fenóis;
- *oxigenação*: através de sua parte aérea, o aguapé transfere oxigênio do ar para o corpo hídrico, oxigenando a massa de água;
- *ação bioquímica*: as raízes das plantas, flutuando nas águas poluídas com nutrientes, desenvolvem um ecossistema complexo e dinâmico, onde além da absorção de nitrogênio e fósforo pela planta, processa-se também uma intensa atividade bacteriana. Estas bactérias promovem a oxidação biológica dos compostos orgânicos degradáveis baixando a DBO e DQO, índices indicadores de poluição orgânica.

Em geral, os aguapés são eficientes na remoção de metais pesados, nutrientes, algas, sólidos em suspensão, coliformes, cor, turbidez e DBO (Perazza *et al.*, 1981). Entretanto, para Hausser (1984), a utilização do aguapé no tratamento de efluentes apresenta algumas desvantagens, como: baixa remoção de fósforo, menor eficiência de remoção de nutrientes em temperaturas baixas e a produção de grande quantidade de biomassa (30g/m² de matéria seca ao dia), dificultando sua coleta. A coleta da planta é importante, pois retira os elementos removidos no tratamento e mantém as plantas em fase de crescimento exponencial, otimizando o tratamento. Sendo assim, a dificuldade de remoção e de destino final adequado das plantas é o grande problema das lagoas de aguapés (Costa *et al.*, 2003). Além disso, a biomassa de aguapés apresenta baixo valor nutricional, baixa digestibilidade e alto custo na coleta (Hausser, 1984).

Basseres (1990) realizou um estudo com lagoas piloto de aguapés no tratamento secundário de dejetos suínos, utilizando tanques de 50 L com concentração inicial de Nitrogênio amoniacal de 100 mg/L. Os resultados mostraram que houve uma redução de 50% de Nitrogênio total até o 10º dia devido aos processos de nitrificação-desnitrificação (40%), assimilação pelas plantas (6,6%) e sedimentação (3,9%).

Em comparação com o aguapé, as plantas da família *Lemnaceae* desempenham um papel indireto no tratamento de efluentes, por não possuírem um extenso sistema de absorção, o que proporciona menor superfície de contato para a fixação e crescimento de bactérias. Por esta razão, as lemnáceas são mais utilizadas para o tratamento terciário de efluentes (Ngo, 1987).

A utilização de plantas aquáticas como as lemnáceas vem a ser alternativa viável para a remoção de nutrientes, principalmente de compostos nitrogenados. Muitos estudos foram conduzidos com lagoas de lemnáceas em muitas partes do mundo (Alaerts *et al.*, 1996; Korner e Vermatt, 1998; Zimmo *et al.*, 2003; Mohedano, 2005; Tavares *et al.*, 2007). A Figura 6 mostra imagens de vários gêneros de lemnáceas.

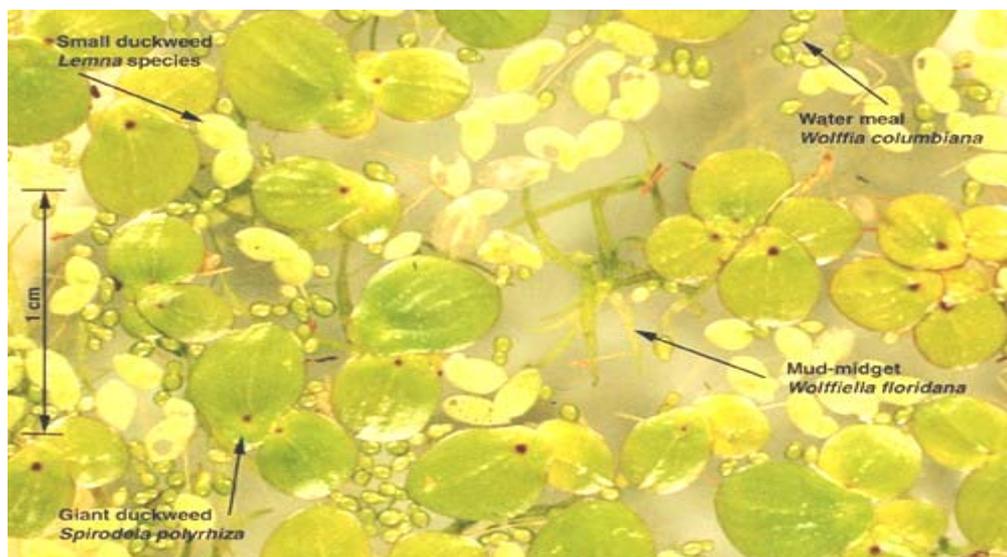


Figura 6. Imagens de lemnáceas

Fonte: [www. plants.ifas.ufl.edu/duckweed.html](http://www.plants.ifas.ufl.edu/duckweed.html)

As vantagens na utilização de lemnáceas no tratamento de efluentes são: alta produção de biomassa, alto teor protéico, baixa quantidade de fibras e possibilidade de utilização da biomassa na alimentação animal. Esses fatores fazem com que os sistemas de lemnáceas sejam uma boa alternativa para tratamento e reúso de efluentes de lagoas de estabilização (Ran, 2004).

A utilização de lemnáceas no tratamento secundário de efluentes demonstrou altas taxas de remoção de DBO e sólidos suspensos (Bonomo *et al.*, 1997). A densa manta de lemnas inibe a atividade fotossintética realizada por organismos fitoplanctônicos devido à baixa penetração de luz, o que impede o crescimento e proliferação de algas (Van der Steen *et al.*, 1999).

Nesse tipo de sistema, os poluentes são removidos por uma complexa variedade de processos físicos, químicos e biológicos, onde as macrófitas ocupam papel de extrema importância. Entretanto, a remoção dos nutrientes somente pelas plantas não pode ser considerada isoladamente. Existem outros mecanismos envolvidos neste processo, como atividade bacteriana e processos físico-químicos que incluem sedimentação, absorção e precipitação. As macrófitas fornecem superfície e substrato para crescimento bacteriano e alteram o ambiente físico-químico da água e da rizosfera (Godfrey *et al.*, 1985).

O grande interesse em se utilizar macrófitas aquáticas, em particular, as lemnáceas, no tratamento de águas residuárias se deve à demanda por tratamentos adequados e economicamente efetivos para pequenas comunidades que não podem ser integradas à rede de tratamento. Estes sistemas devem ser fáceis de operar, apresentando baixos custos de operação e investimento.

3.4.1. As lemnáceas – características gerais

As plantas da família *Lemnaceae* são consideradas as menores plantas vasculares do mundo. São conhecidas como “duckweeds” (marrequinhas), “lentilhas d’água” ou somente “lemnas”. Possuem hábito aquático, são cosmopolitas e geralmente encontradas na superfície de águas paradas e ricas em nutrientes. Suportam salinidade de até 4 g/L e são encontradas em lugares protegidos de ventos fortes e turbulência. São monocotiledôneas classificadas

como plantas superiores, ou macrófitas, sendo freqüentemente confundidas com algas (Journey *et al.*, 1993).

A família *Lemnaceae* constitui-se de cinco gêneros: *Lemna*, *Wolffia*, *Landoltia*, *Spirodela* e *Wolffiella* (Dalu e Ndamba, 2003). Em comparação com a maioria das plantas, as lemnáceas possuem pouca fibra, pois não necessitam de um tecido estrutural para suportar folhas e galhos, tornando-as atrativas fontes de alimento quando comparadas a outras culturas como a soja, o arroz e o milho, onde a maior parte da biomassa é desprezada no beneficiamento.

Adaptam-se às mais variadas condições climáticas e podem ser encontradas mundialmente, com exceção de regiões desérticas e polares. Geralmente, são encontradas em climas moderados em regiões tropicais e temperadas. Muitas espécies sobrevivem a temperaturas extremas, mas crescem com mais rapidez em climas amenos e ensolarados. São disseminadas no ambiente por enchentes e pássaros aquáticos (Landolt e Kandeler, 1987).

Nestas macrófitas, os nutrientes são diretamente absorvidos do efluente por cada fronde e não “via central” como outras em plantas superiores. Elas são capazes de assimilar diretamente moléculas orgânicas como carboidratos e aminoácidos (Porath e Pollock, 1982) e demonstram preferência pela absorção de amônia, mesmo na presença de nitrato. Este fator é de grande importância para a formação de aminoácidos e proteínas, reduzindo assim a energia utilizada no processo de assimilação. Em vez de liberar o nitrogênio para a atmosfera (técnica empregada em métodos sofisticados de tratamento), as plantas o absorvem e posteriormente o convertem em biomassa rica em proteína.

Segundo Culley *et al.* (1980), a reprodução das lemnáceas é basicamente vegetativa. Uma fronde dá origem à outra, sendo que este processo pode ocorrer cerca de vinte vezes em um período que varia de 10 dias a algumas semanas, até que a planta entre em seu período de senescência, resultando em um crescimento exponencial. Entretanto, a falta de manejo pode reduzir o crescimento das plantas devido a alguns fatores como: alta densidade, a falta de nutrientes, extremos valores de pH e competição com outras plantas por luz e nutrientes. A remoção

periódica da biomassa excedente e o manejo adequado dos nutrientes presentes na água garantem a otimização das taxas de reprodução.

Os vegetais da família *Lemnaceae* apresentam as maiores taxas de crescimento entre as plantas vasculares, sendo que freqüentemente dobram sua biomassa em dois ou três dias dependendo da disponibilidade de nutrientes, da temperatura e luminosidade (Journey *et al.*, 1993). As taxas de crescimento são levemente diminuídas no inverno (Junho a Agosto) e no verão (Dezembro a Fevereiro), geralmente são altas, atingindo 0,10 a 0,35 g/dia (Porath e Pollock, 1982).

Em climas temperados, a utilização de lemnáceas no tratamento secundário de efluentes demonstrou altas taxas de remoção de DBO e sólidos suspensos (Bonomo *et al.*, 1997). A densa manta de lemnas inibe a atividade fotossintética realizadas por organismos fitoplanctônicos devido à baixa penetração de luz, o que impede o crescimento e proliferação de algas (Hammouda *et al.*, 1995; Van der Steen *et al.*, 1999).

As macrófitas da família *Lemnaceae* possuem uma grande habilidade na assimilação de nutrientes e na disponibilização de condições favoráveis para a decomposição biológica da matéria orgânica (Brix e Shierup, 1989). Os poluentes são removidos por uma complexa variedade de processos físicos, químicos e biológicos, onde as macrófitas ocupam papel de extrema importância. Entretanto, a remoção dos nutrientes somente pelas plantas não pode ser considerada isoladamente. Existem outros mecanismos envolvidos neste processo como atividade bacteriana e processos físico-químicos que incluem sedimentação, absorção e precipitação. As macrófitas fornecem superfície e substrato para crescimento bacteriano e alteram o ambiente físico-químico da água e da rizosfera. Além disso, têm apresentado excelentes resultados na redução dos níveis de poluentes (NH_3 , NH_4^+ , PO_4^- , DBO, DQO, SS, coliformes e metais pesados) em corpos d'água (Godfrey *et al.*, 1985).

3.4.2. Princípio do tratamento com lemnáceas e suas funções

Os sistemas de tratamento com macrófitas aquáticas atuam de maneira similar. De acordo com Jordão (1983), o meio formado pela cobertura das plantas atua em benefício dos processos de redução e oxidação com os seguintes elementos favoráveis:

- A cobertura das plantas diminui o crescimento de algas;
- A variação de temperatura no meio líquido é menor;
- A ação de mistura pelo vento é diminuída;
- A matéria em suspensão tem condições mais favoráveis à sedimentação;
- Uma comunidade de organismos se fixa às raízes, onde encontram o oxigênio que é absorvido da atmosfera e transportado desde as folhas e caules;
- Organismos maiores se alimentam desses microorganismos e da matéria orgânica, de modo que a maior parte da biota permanece próxima à superfície e nas raízes, assim, a parcela superior da lagoa permanece aeróbia, enquanto o fundo é anaeróbio e favorável ao desenvolvimento dos organismos bentônicos.

As lemnáceas possuem a capacidade de purificar águas residuárias em colaboração com bactérias anaeróbias e aeróbias. De acordo com Smith e Moelyowati (2001), a manta de lemnáceas que cobre a superfície da água resulta em três zonas diferenciadas: a zona aeróbia (10 cm abaixo da manta de lemnáceas), a zona anóxica e a zona anaeróbia.

Nas raízes ocorre a remoção de sólidos em suspensão, metais pesados e micropoluentes. Nessa zona, oxigenada pelas plantas, se desenvolve uma microflora simbiótica, ativa na degradação da matéria orgânica e nitrificação do Nitrogênio amoniacal presente no meio. A desnitrificação pode ocorrer nas zonas anaeróbias dos sedimentos. Geralmente, as plantas macrófitas retiram do meio aquático todos os elementos necessários ao seu crescimento, com exceção do Carbono, que é retirado do CO₂ da atmosfera (Charbonnel, 1989).

- Presença de microrganismos nas raízes das lemnaáceas

Poucas referências relatam uma metodologia específica que esclareça a participação de microrganismos no depuramento dos efluentes pelas lemnas. Zuberer (1983) em seu trabalho de identificação de microrganismos nas raízes de *Lemna minor* L. e *Spirodela oligorhiza* observou que a superfície destas macrófitas, incluindo raízes e frondes, foram colonizadas por bactérias e cianobactérias, algas verdes, diatomáceas e ocasionalmente, protozoários. Estas se apresentaram agregadas firmemente às raízes, com a formação de uma camada mucilaginosa comumente observada em outras macrófitas aquáticas e terrestres. Os efeitos do crescimento microbiano na rizosfera ou nas raízes mais próximas às frondes (rizoplano) apresentaram uma forte correlação à fixação de nitrogênio através de simbiose ou com a produção de reguladores de crescimento das plantas pela microflora associada.

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

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

De acordo com Bonomo *et al.* (1997), com base em trabalhos já realizados, pode-se assumir que as lemnáceas podem ser utilizadas no tratamento secundário (remoção de sólidos suspensos e DBO) e para o tratamento terciário (controle de algas e remoção de nitrogênio). Entretanto, os sistemas de tratamento com lemnáceas devem ser precedidos de adequado tratamento primário para evitar o acúmulo de lodo e material flutuante no tanque.

- Tratamento secundário (Remoção de DBO e Sólidos suspensos)
(Bonomo *et al.* ,1997):

O tratamento secundário pode ser atingido em tanques fundos com lemnáceas (2 a 5 metros), alimentados com efluente primário, onde bactérias anaeróbias e facultativas já realizaram a degradação da matéria orgânica.

Devido à densa manta de lemnáceas, a remoção de DBO por processos aeróbios tende a ser menos importante que a remoção por processos anaeróbios. Sendo assim, o princípio de remoção de DBO em sistemas com lemnáceas é similar àqueles descritos em lagoas anaeróbias e facultativas.

A remoção de sólidos suspensos totais em sistemas de tratamento com lemnáceas ocorre através dos seguintes processos: 1) sedimentação; 2) biodegradação da matéria orgânica; 3) absorção de partículas menores pelas raízes das lemnáceas; 4) inibição do crescimento de algas. Deve-se ressaltar que a remoção de sólidos suspensos neste tipo de sistema é mais efetiva do que em lagoas sem cobertura, devido ao não crescimento de algas, pela ausência de radiação solar (Smith e Moelyowati, 2001).

- Tratamento terciário (Controle de algas e Remoção de nutrientes):

O controle das algas pode ser atingido em tanques fundos com lemnáceas (1.5 a 3 metros) alimentados com efluente de lagoas facultativas, onde as algas morrem e sedimentam. Considerando que nem todas as algas sedimentam até que suas células estejam mortas e o tempo necessário para a morte das células não é bem definido, os critérios para o dimensionamento dos tanques não são

muito precisos, mas deve-se ter um tempo de retenção hidráulica em torno de 20 a 25 dias (Bonomo *et al.*, 1997).

Segundo Smith e Moelyowati (2001), o crescimento das lemnáceas está intimamente relacionado à disponibilidade de nutrientes na forma de amônia e fosfato. Compostos nitrogenados, bem como a amônia são reduzidos em sistemas com lemnáceas pelos seguintes processos: 1) absorção da amônia pelas lemnáceas; 2) sedimentação de sólidos suspensos com nitrogênio orgânico; 3) volatilização da amônia; 4) nitrificação e desnitrificação (Iqbal, 1999). O fósforo é normalmente removido pelos seguintes processos: 1) absorção pelas plantas; 2) adsorção em partículas de argila e de matéria orgânica; 3) precipitação química; 4) remoção do lodo.

A remoção do nitrogênio também pode ser obtida em sistemas com lemnáceas com aeração suplementar, com o intuito de aumentar a nitrificação, ou com efluente previamente nitrificado. Isso pode ser atingido em tanques fundos com lemnáceas (até 2 metros) alimentados com efluente secundário, onde a nitrificação ocorre em zonas aeradas do tanque e a desnitrificação ocorre em zonas anóxicas da coluna d'água. Com o intuito de se obter uma remoção adicional de nitrogênio pelas plantas, e principalmente prevenir a morte das mesmas e o lançamento dos nutrientes acumulados na água, é necessário que haja a coleta da biomassa excedente de lemna semanalmente (Bonomo *et al.*, 1997).

- Remoção de patógenos:

De acordo com El-Shafai *et al.* (2007), a remoção de bactérias patogênicas em lagoas de estabilização é considerada um fenômeno complexo. Enquanto o tempo de retenção hidráulica e a temperatura são consideradas as principais variáveis que influenciam no processo, outros fatores são apontados em outros trabalhos. Entre eles, cita-se a presença de predadores, alto valores de pH e radiação solar (Rangeby *et al.*, 1996).

Em sistemas de lemnáceas, a remoção de patógenos tende a ser menos efetiva do que em lagoas de estabilização convencionais. Esse fato se deve aos

seguintes fatores: 1) menor penetração da luz solar; 2) ausência de substâncias bactericidas produzidas pelas algas; 3) menor concentração de oxigênio; 4) ausência de condições extremamente alcalinas. Entretanto, os sistemas de tratamento com lemnáceas podem ser efetivos na remoção de patógenos com o aumento do tempo de detenção (Smith e Moelyowati , 2001).

Em estudos mais recentes, El-Shafai *et al.* (2007) afirmam que em sistemas com lemnáceas, a remoção de coliformes fecais é maior em temperaturas mais altas, o que se deve aos seguintes fatores: 1) As lemnáceas absorvem maior quantidade de nutrientes, causando uma deficiência dos mesmos para outros organismos; 2) A remoção periódica de lemnáceas pode remover os coliformes do sistema; 3) O fator mais importante citado pelo autor vem a ser a proteção que a manta de lemnáceas oferece aos coliformes. Para protegerem-se do sol, as bactérias concentram-se nas plantas e no momento da coleta das lemnáceas, os coliformes também são removidos do sistema. Considerando esses fatores, os autores concluem de forma resumida que a remoção de coliformes em sistemas com lemnáceas é relacionada a variações de temperatura, disponibilidade de nutrientes e taxa de coleta da biomassa excedente. Paralelamente, Van der Steen *et al.* (2000), afirmam que também ocorre uma diminuição de coliformes nas partes mais escuras das lagoas, onde há escassez de carbono e nutrientes.

- Remoção de metais pesados:

Os metais pesados como o cádmio, cromo, mercúrio e níquel são comumente encontrados nos efluentes industriais. Estes elementos podem causar sérios problemas para todos os organismos vivos e sua bioacumulação através da cadeia alimentar pode causar sérios riscos à saúde humana. Por esta razão, muitas pesquisas estão sendo realizadas recentemente, focando o potencial poluidor dos metais (Li e Xiong, 2004).

As plantas da família *Lemnaceae*, têm sido utilizadas para a remoção de metais pesados. Entretanto, estudos demonstram que a incorporação de metais pesados pelas lemnas causa efeitos tóxicos nas plantas, inibindo a síntese de

clorofila, diminuindo a produção de biomassa, levando as plantas à morte (Miretzky *et al.*, 2006).

De acordo com Hammouda *et al.* (1995), as lemnáceas são excelentes bioacumuladoras de vários metais pesados, permitindo que as mesmas sejam utilizadas no tratamento de águas residuárias, incluindo o efluente industrial. Sendo assim torna-se de extrema importância a realização de análises detalhadas do efluente a ser tratado, bem como das lemnáceas produzidas no mesmo quando se objetiva utilizar as plantas como fonte de alimento.

Os metais pesados podem ser removidos em sistemas de tratamento com lemnáceas devido aos seguintes fatores: sedimentação do lodo e absorção pelas plantas. Entretanto, os mesmos podem influenciar no desempenho do tratamento se as concentrações de ferro, zinco, alumínio, cromo e cobre foram acima de 20 mg/L, 20 mg/L, 30 mg/L, 0.1 mg/L e 1 mg/l, respectivamente (Boniardi e Rota, 1998).

3.4.3. Parâmetros de projeto e aspectos a serem considerados na implantação de sistemas com lemnáceas

Segundo Barea e Sobrinho (2006), os principais parâmetros de projeto para tratamento de esgoto com lagoas cobertas com as lentilhas d'água são o tempo de detenção hidráulica, dimensão dos tanques e cargas orgânicas superficiais aplicadas, os quais são descritos a seguir:

- Tempo de retenção hidráulica (TRH):

O TRH depende da taxa aplicada e da profundidade da lagoa. Há muitos casos em que a taxa de carga orgânica aplicada é o fator de controle. Normalmente, um TRH de 10 a 20 dias é aceitável para reduzir a DBO a níveis de concentração de 30 a 20 mg/l (Smith e Moelyowati, 2001).

- Dimensões dos tanques

A profundidade controla diretamente a mistura vertical na lagoa. Para que o esgoto seja tratado há necessidade de que este entre em contato com as raízes da planta, que é o lugar onde as bactérias que acompanham o tratamento estão

localizadas. Não há uma profundidade que resulte em um alto desempenho do tratamento, mas lagoas rasas produzirão uma melhor mistura vertical, porém, resultam em uma maior área. As profundidades típicas estão compreendidas entre 0,6 a 1,5 m, as quais são adequadas à minimização dos gradientes de temperatura (Smith e Moelyowati, 2001). Os valores típicos de profundidade segundo Metcalf e Eddy, (1991) estão compreendidos entre 1,2 m. a 1,8 m.

Para que as lagoas de lemnáceas operem bem é necessário que o fluxo se aproxime do fluxo pistão e que a velocidade horizontal esteja em torno de 0,1 m/s que é a mais apropriada para prevenir distúrbios nas plantas (Edwards, 1992).

Segundo Zirschky e Reed (1988), os tanques para cultivo de lemnáceas devem ser construídos com uma alta proporção entre comprimento e largura (maior que 10) para aumentar condições de fluxo contínuo e simplificar a coleta da biomassa.

O dimensionamento de lagoas de lemnáceas é similar aos critérios adotados em lagoas de aguapés. De acordo com Jordão (1983), os critérios de dimensionamento para lagoas de aguapés, são os seguintes: 1) unidades longas e estreitas (Relação comprimento/largura = 5); 2) profundidade entre 0,6 e 1,0 m; 3) lagoas em série ou com chicanas transversais; 4) tempo de detenção superior a 5 dias; 5) máximo de 70% de área ocupada por macrófitas.

- Taxa de aplicação superficial

A taxa de aplicação superficial para lagoas facultativas não deve exceder 22,4 a 33,6 kg DBO/ha.dia, para se obter efluente com qualidade com teores de DBO em torno de 30mg/L (Metcalf and Eddy, 1991). Para Gijzen e Khondker (1997), em lagoas de lemnáceas estes valores não devem exceder a 100 e 160 kgDBO/ha.d, para se obter um efluente com a mesma qualidade (DBO de 30 mg/L).

Smith e Moelyowati (2001) afirmam que cargas orgânicas volumétricas de DBO também devem ser consideradas para o dimensionamento de sistemas de lemnáceas devido aos possíveis processos anaeróbios que ocorrem abaixo da manta de lemnáceas formada na superfície dos tanques

Segundo experimentos de Mandi (1994), as lemnáceas toleram o máximo de concentração de DQO afluente de 300 a 500 mg/l . Em outro estudo, Skilicorn *et al.* (1992) relataram que deve ser mantida uma concentração máxima de DBO de 80 mg/L na entrada da lagoa.

Para Smith e Moelyowati (2001), outro fator que afeta significativamente a implantação de sistemas com lemnáceas é a temperatura, pois a remoção de nutrientes e a produção de biomassa diminui em temperaturas abaixo de 17°C e acima de 35°C.

3.4.4. Particularidades dos sistemas de tratamento com lemnáceas

- Produção de lemnáceas:

Os fatores que otimizam a produção de lemnáceas são: concentração de nutrientes, oxigênio dissolvido, salinidade, pH, densidade de plantas e efeitos do vento (Smith e Moelyowati, 2001). A concentração ótima de nitrogênio para o crescimento de lemnáceas encontra-se entre 15 e 60 mg/L, sendo que as plantas devem ser coletadas 2 a 3 vezes por semana . Segundo Alaerts *et al.* (1996), a produção dos sistemas de lemnáceas em Bangladesh é de 4.5 a 5.0 gr/m²/d. A taxa de crescimento relativo e produção das lemnáceas são estimadas em 0.12 a 0.3 por dia e 5 a 10 g/m²/d, respectivamente.

A produção de lemnáceas é variável segundo a estação do ano. Quando a estação do ano é seca a produção está na faixa de 550 a 650 kg de biomassa úmida/ha.dia, nas estações úmidas tem-se a produção de 1000 a 1200 kg de biomassa úmida/ha.dia, (Alaerts *et al* ,1996).

- Eficiência de remoção de matéria orgânica:

As eficiências de remoção de DBO, DQO, sólidos suspensos, amônia, fosfato e remoção de patógenos podem ser estimadas com base no tempo de retenção, profundidade e composição do efluente (Smith e Moelyowati, 2001).

- Remoção de compostos nitrogenados

A remoção de nitrogênio de águas residuárias tem sido discutida em vários estudos na última década devido à rigorosidade da legislação ambiental atual em

vários países. O lançamento de grandes quantidades de nitrogênio no ambiente causa sérios problemas relacionados à poluição dos corpos d'água adjacentes, sendo que o nitrogênio e o fósforo são os maiores responsáveis pela eutrofização dos mesmos (Elser *et al.*, 1990; Horne e Goldman, 1994). Além disso, a amônia é tóxica para organismos aquáticos, especialmente para peixes, em concentrações acima de 0,5 mg/l (Barnes e Bliss, 1983). O nitrogênio de águas residuais deveria ser considerado como uma fonte de nutrientes ao invés de uma fonte poluidora. Portanto, o tratamento de águas residuais deve ser feito com base na efetiva reutilização de nutrientes (Gijzen e Mulder, 2001).

As lagoas de estabilização são sistemas de baixo custo, demonstrando boas taxas de remoção de patógenos e poluentes orgânicos. Entretanto, não otimizam a utilização (reutilização) de nutrientes. Sistemas de tratamento com plantas da família *Lemnaceae* podem ser uma tecnologia alternativa no tratamento secundário de efluentes, pois consideram a remoção e reutilização de nutrientes (Alaerts *et al.*, 1996)

Os principais mecanismos de remoção do nitrogênio em lagoas de estabilização convencionais são: volatilização da amônia, assimilação da amônia pelas algas, assimilação dos nitratos pelas algas, nitrificação-desnitrificação e sedimentação do nitrogênio orgânico particulado (Arceivala, 1981; Epa, 1983; Soares *et al.*, 1995). Em sistemas de tratamento com lemnáceas, a remoção do nitrogênio ocorre pela absorção direta da planta (até 50%), pela ação de microrganismos fixados nas raízes e pela volatilização da amônia (Körner e Vermatt, 1998).

O nitrogênio presente no efluente em condições anaeróbias encontra-se principalmente na forma de amônia (NH_4^+). Esta é uma vantagem, pois as lemnáceas têm preferência pela absorção de amônia, mesmo na presença de outras formas de nitrogênio (Porath e Pollock, 1982). Entretanto, os íons amônio em altas concentrações podem inibir o crescimento destas macrófitas (Oron, 1984). A inibição do crescimento pela amônia total ($\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$) tem sido mais atribuída à forma NH_3 do que NH_4^+ (Vines e Wedding, 1960; Warren, 1962). O pH do meio determina a proporção entre as duas formas de amônia e,

conseqüentemente, a concentração de NH_3 . A forma não ionizada da amônia NH_3 é lipossolúvel e penetra facilmente nas células das plantas através das membranas, prejudicando drasticamente seu metabolismo. As membranas das plantas são relativamente impermeáveis à forma ionizada e hidratada NH_4^+ , a qual geralmente causa menos danos às plantas. Estudos realizados por Caicedo *et al.* (2000), demonstraram que valores de pH devem permanecer abaixo de 8 e a concentração total de amônia não deve exceder 50 mg/l para que não haja uma inibição do crescimento da lemnáceas. Por esta razão, as lemnáceas somente devem ser utilizadas no tratamento secundário e terciário de esgotos domésticos, onde as concentrações de amônia são menores.

Em um experimento realizado por Alaerts *et al.* (1996), utilizando lemnáceas no tratamento de efluente doméstico, constatou-se uma redução de 60-80% no nitrogênio total do efluente em um período de 20 dias. Körner *et al.* (1998), afirmam que as taxas de remoção de N total variaram entre 73 e 97% em 3 dias, dependendo da concentração inicial do efluente.

Körner e Vermaat (1998), em experimentos com efluente doméstico demonstraram que as mesmas plantas foram responsáveis por 30-47% da remoção do nitrogênio total, devido à absorção e amônia, sendo que as bactérias fixadas nas plantas foram responsáveis por 8-24% e 20-27% da remoção sendo atribuída aos processos de nitrificação e desnitrificação no biofilme fixado nas raízes das plantas. Dessa maneira, pode-se concluir que as lemnáceas foram responsáveis por 76-82% da remoção do nitrogênio total e o restante foi absorvido pelas algas e bactérias presentes na coluna d'água e no sedimento.

- Redução da Demanda Química e Bioquímica de Oxigênio

Os mecanismos envolvidos na remoção da DBO em sistemas de tratamento de efluente com lemnas não são completamente claros. Em linhas gerais, pode-se afirmar que a DBO é removida por microrganismos aeróbios e anaeróbios fixados nas plantas, presentes na coluna d'água e no sedimento (Landolt e Kandeler, 1987).

A remoção da DBO por processos aeróbios depende do suprimento de O₂ e superfície disponível para a fixação de bactérias. As plantas da família *Lemnaceae* possuem pequena superfície para tal fixação quando comparadas a outras macrófitas com maior sistema radicular e estrutura foliar (Zirschky e Reed, 1988). De acordo com esses autores, a remoção da DBO diminui em lagoas cobertas por lemnas devido à baixa quantidade de oxigênio transferida para a água. Alguns autores como Alaerts *et al.* (1996) desenvolveram experimentos em lagoas dominadas por estas macrófitas e constataram que a coluna d'água permaneceu aeróbia durante todo o período experimental. Este fato sugere que condições aeróbias ocorrem na camada superior dessas lagoas (rizosfera) devido à atividade fotossintética e aeração superficial.

De acordo com Reed *et al.* (1988), dependendo da carga orgânica, profundidade, tempo de detenção e potencial redox, uma lagoa coberta por lemnas pode tornar-se anóxica ou anaeróbia. Neste caso, os principais fatores responsáveis pela remoção da DBO são similares àqueles que ocorrem em zonas anaeróbicas de lagoas facultativas. Oron *et al.* (1988) observaram que a remoção da DQO aumenta com a diminuição da profundidade de 30 para 20cm. Entretanto, Vroon e Weller (1995) não relataram diferença na redução na DQO em profundidades de 15 a 60 cm..

Segundo Körner *et al.* (1998), em um tempo de detenção de três dias, a remoção da DQO com as lemnas foi de 74 a 78% e de 52 a 60% no tratamento controle, demonstrando que a degradação da matéria orgânica foi melhor na presença das mesmas. Em outro trabalho realizado por Oron *et al.* (1987), utilizou-se *Lemna gibba* no tratamento de esgoto bruto (DQO de 500 a 750mg/l) em tanques de 20 cm de profundidade. Os autores demonstraram uma taxa de remoção de 66,5% em 5 dias e de 73,4% em 10 dias. Mandi (1994) encontrou valores de remoção de 72,1% em 7 dias em esgoto doméstico (DQO de 444 mg/L). Alaerts *et al.* (1996) obtiveram valores superiores na remoção de DQO (89 a 90%) em um maior tempo de retenção (20,4 dias).

Awuah (2001) em experimentos com efluente doméstico, demonstrou a redução de DBO de 130 mg/l para 7,5 mg/l em 29 dias, apenas com o uso de

Lemna paucicostata. Segundo Ngo (1987), o tempo de detenção em sistemas de tratamento com lemnáceas está diretamente relacionado com a qualidade e concentração do efluente, taxa de coleta e clima, sendo aproximadamente de 30 dias.

- Redução do Fósforo

Em sistemas de tratamento com as plantas da família *Lemnaceae*, o fósforo é normalmente removido pelos seguintes mecanismos: assimilação pelas plantas, absorção de partículas de argila e matéria orgânica, precipitação química com Ca^{2+} , Fe^{3+} e Al^{3+} e assimilação pelas bactérias. Com exceção da assimilação pelas plantas, os últimos três mecanismos causam um acúmulo de P no sistema devido à ausência de componentes voláteis como o N_2 ou NH_3 , no caso do nitrogênio. A remoção do fósforo do sistema somente é possível através da coleta das plantas da superfície ou dragagem do solo (Iqbal, 1999).

A capacidade de absorção de P pelas plantas depende da taxa de crescimento, freqüência de coleta e disponibilidade de ortofosfato na água (forma assimilável de P pelas plantas). Quando a temperatura é mais alta, a taxa de crescimento e a remoção de P são maiores. Um adequado pré-tratamento do efluente para a disponibilização do ortofosfato aumenta a assimilação pelas plantas.

Körner *et al.* (1998) em experimento com efluente doméstico demonstraram taxas de remoção de P que variaram entre 63 e 99% em 3 dias, dependendo da concentração inicial. Körner e Vermaat (1998) afirmam que as lemnáceas foram responsáveis por 52% da remoção do fósforo total e as bactérias presentes no biofilme fixado nas raízes das plantas contribuíram com 31-71%. Dessa maneira, demonstrou-se que as mesmas plantas foram responsáveis por 63-83% da remoção do fósforo total e o restante foi absorvido pelas bactérias presentes na coluna d'água e no sedimento.

3.4.5. Produção de Biomassa e Valor Nutricional das Lemnáceas

Dentro da família *Lemnaceae*, as espécies que podem se desenvolver em águas residuárias e apresentam maiores níveis de proteína são: *Lemna*, *Spirodella* e *Landoltia* (Skilicorn *et al.*, 1993).

As lemnáceas coletadas, se cultivadas em esgoto doméstico livre de metais pesados e outros compostos tóxicos, podem ser utilizadas como adubo na agricultura e na produção de composto de alta qualidade. Geralmente, a biomassa produzida possui alto valor protéico (30-49%) (Oron *et al.*, 1984) e baixa quantidade de fibras (Hammouda *et al.*, 1995). Pode ser utilizada como rica fonte de alimento para peixes e outros animais (Skilicorn *et al.*, 1993), na produção de biogás e fertilizantes (Tripathi e Shukla, 1990). Além disso, o efluente gerado é adequado para irrigação (Oron *et al.*, 1987).

A quantidade de proteína presente nas lemnáceas é diretamente relacionada às condições de cultivo. Quando cultivadas em meios ricos em nutrientes, podem apresentar níveis de proteína entre 30 e 40% e a fibra varia de 5 a 15% (Gijzen e Khondker, 1997). Segundo Journey *et al.* (1993), lemnáceas cultivadas em águas pobres em nutrientes podem apresentar níveis de proteína que variam de 15 a 25% e níveis de fibra que variam de 15 a 30%.

Dentre os aminoácidos essenciais, leucina, arginina e valina são os mais abundantes nas plantas da família *Lemnaceae*, enquanto que metionina, cistina e triptofano são encontrados em menores quantidades. Considerando que são compostos de origem vegetal, as lemnáceas apresentam altas concentrações de lisina e metionina, assemelhando-se aos compostos de origem animal. Segundo Mbagwu e Adeniji (1988), o balanço de aminoácidos dessas plantas pode ser comparado ao da soja e farinha de amendoim. De acordo com a literatura, a concentração de lipídeos varia de 1,8 a 9,2%, dependendo das condições de cultivo (Landesman *et al.*, 2002). Com relação a minerais e pigmentos, as “duckweeds” apresentam altas concentrações de beta caroteno e xantofila, tornando-as muito atrativas na nutrição de aves e outros animais. Outros componentes importantes como minerais e vitaminas são encontrados nas plantas da família *Lemnaceae*. Landolt e Kandeler (1987) relataram que as

“duckweeds” possuem 40 diferentes minerais e 6 vitaminas. Khan *et al.* (2002) relataram quantidades elevadas de Ca, P, Na, K, Fe, Mn, Mg, Cu e Zn nos tecidos dessas plantas.

A produtividade das lemnáceas pode variar de 10 a 30 ton /ha/ano na matéria seca. Essas grandes variações estão relacionadas a alguns fatores como a espécie, condições climáticas, dimensão da superfície de cultivo, disponibilidade de nutrientes e manejo. Assumindo uma produtividade anual média de 17,6 ton/ha/ano com um nível protéico de 37% na matéria seca, a produção de proteína por hectare das lemnáceas é mais alta do que a maioria dos vegetais cultiváveis e cerca de 10 vezes a da soja (Iqbal, 1999).

Na Ásia as lemnáceas são amplamente cultivadas de forma rudimentar e em grande escala, sendo utilizadas basicamente no tratamento de efluentes e alimentação de peixes, como é mostrado na Figura 7.

3.4.6. Contribuição sanitária de sistemas com lemnáceas – remoção de patógenos

Alguns trabalhos fazem referência a diminuição da carga bacteriana nas lagoas de aguapés. Para um mesmo tempo de retenção Mandi *et al.* (1992) observaram reduções de germes de origem fecal da ordem de 2 unidades log, e uma redução de 100% nos ovos de helmintos parasitas em águas residuárias domésticas.



Figura 7. Produção comercial de lemnáceas na Ásia.

Fonte: Journey *et al.*, (1993)

3.4.7. Utilização de lemnáceas como alimento em cultivo de peixes.

De acordo com Iqbal (1999), a utilização de lemnáceas na alimentação de peixes é a forma mais comum e difundida de aplicação da biomassa produzida. Podem ser fornecidas em sua forma fresca, como único alimento, ou em combinação com outras fontes de alimento em policultivos de carpas e tilápias. Especialmente peixes herbívoros e onívoros como carpas (*Ctenopharyngodon idella* e *Puntius gonionotus*) e tilápias (*Oreochromis sp.*) podem ser cultivados com lemnáceas. Entretanto, alguns fatores como a densidade de cultivo, alimento utilizado, adubação do viveiro e níveis de oxigênio dissolvido devem ser mantidos para a obtenção de índices satisfatórios de produção.

A adubação, em particular, é um fator de extrema importância quando os peixes são alimentados apenas com lemnas, pois estes utilizam o alimento natural (zooplâncton e fitoplâncton) presente no viveiro para suprir suas exigências nutricionais. Neste aspecto, em um experimento realizado por Hassan e Edwards (1992) foi observada uma diminuição na concentração de

lipídeos na carcaça de tilápias alimentadas apenas com lemnáceas, atribuída a baixa concentração deste nutriente na composição das plantas (3 a 5% na matéria seca).

As lemnáceas de menor tamanho como *Wolffia*, *Wolffiella* e *Lemna* podem ser utilizadas na alimentação de alevinos e larvas de peixes. Na China, por exemplo, *Wolffia* e *Lemna* cultivadas em águas residuais são principalmente utilizadas na alimentação de alevinos de carpa capim (*Ctenopharyngodon idella*) (Edwards, 1990). Em Bangladesh, lemnáceas vêm sendo utilizadas como fonte única de alimento em policultivo de carpas chinesas e indianas (Skilicorn *et al.*, 1993). Por esta razão, têm grande importância em países onde as fontes protéicas, como o farelo de soja, são escassas e caras. Além disso, podem contribuir com a sustentabilidade do sistema, tratando o efluente e servindo como fonte de alimento.

A farinha das lemnáceas tem sido utilizada na alimentação de gado, frangos, suínos, peixes e lagostim com resultados favoráveis (Skilicorn *et al.*, 1993). Quando seca, não é necessário nenhum outro tipo de tratamento ou processamento, podendo ser peletizada sem a necessidade de agentes aglutinantes.

Além de possuírem alto valor nutricional, as plantas da família *Lemnaceae* apresentam bons índices de digestibilidade. Hossain *et al.* (2004) estudaram a digestibilidade aparente de proteínas da lemna para o bagre africano (*Clarias gariepinus*) e para a carpa indiana (*Labeo rohita*), entre outros ingredientes. Os resultados foram de 64% e 67%, respectivamente, demonstrando que a lemna pode ser considerada uma fonte alternativa de alimento para ser utilizada na dieta de ambas as espécies.

Fasakin *et al.* (1999) testaram cinco níveis de substituição (5%, 10%, 20%, 30% e 100%) de farinha de peixe pela farinha de *Spirodela polirhisa* (Lemnaceae) em dietas para alevinos de tilápia do Nilo, concluindo que o nível de 30% de substituição demonstrou o melhor custo-benefício, em termos de ganho em peso dos peixes. Hassan e Edwards (1992) compararam o valor nutricional das lemnáceas *Lemna perpusilla* e *Spirodella polyrriza* na sua forma

fresca para tilápias e constataram que a *Lemna perpusilla* proporcionou melhor ganho em peso e eficiência alimentar, sendo que a melhor taxa de alimentação foi de 3 a 5% da biomassa corporal.

Em outro estudo, Mohedano (2004) avaliou o desempenho de alevinos de tilápia do Nilo alimentados com dietas isoenergéticas e isoprotéicas contendo diferentes fontes protéicas (farinha de peixe – 13,88% de inclusão e farinha de lemna – 30% de inclusão), não constatando diferença significativa no ganho em peso dos peixes. A utilização de farinha de lemna proporcionou uma redução de 30% no custo da ração em relação à dieta contendo farinha de peixe.

Gaigher *et al.* (1984) compararam o ganho de peso e conversão alimentar de tilápias híbridas (*O. niloticus* x *O. aureus*), cultivadas em sistema intensivo, quando alimentadas com 50% lemna fresca e 50% dieta comercial e somente lemna fresca. Os peixes apresentaram maior ganho em peso quando alimentados com a combinação de lemna e dieta comercial.

Tavares (2004) afirma que o custo com ração em cultivos de tilápias pode ser reduzido em 50%, através da utilização de macrófitas do gênero *Lemna* sp. como alimento em cultivos de tilápias, contribuindo com a sustentabilidade da atividade. Considerando que os custos com ração são muito altos, a diminuição dos mesmos seria de grande importância para que os produtores obtivessem maiores lucros, permanecendo na atividade. Entretanto, a viabilidade econômica de tais sistemas dependerá da produção das lemnas e dos custos envolvidos no processo.

4. Metodologia

4.1. Localização da pesquisa e Sistema de Reúso Piloto

O estudo foi realizado no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, sendo as análises necessárias desenvolvidas no Laboratório de Reúso de Águas (LaRA). A fase experimental do trabalho foi desenvolvida na Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) continental da CASAN (Companhia de Água e Saneamento) localizada no bairro de Potecas, município de São José na região metropolitana de Florianópolis, 1,84m acima do nível do mar, na latitude de

27°35', longitude 48°34', à margem do Rio Forquilhas (Figura 8).

O sistema da ETE da CASAN é composto de uma lagoa anaeróbia de 7,3 ha com profundidade de 2,8m e três lagoas facultativas (1, 2 e 3), medindo 10,5 ha, 6,7 ha e 3,2 ha, respectivamente. O sistema opera com vazão média de 200L/s e trata o esgoto de uma população aproximada de 300.000 habitantes, com um tempo de retenção total de 15,3 dias e uma remoção de 92,4% da DBO.

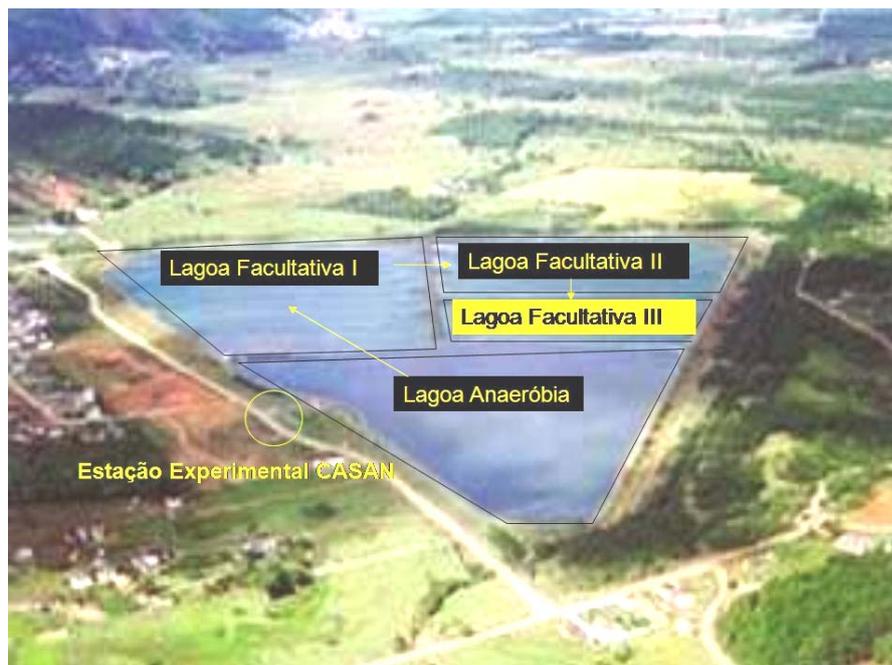


Figura 8. Imagem da Estação de Tratamento de Esgotos CASAN, bairro de Potecas

Fonte: www.casan.com.br

4.2. Montagem das instalações e testes preliminares

Para a inoculação de lemnáceas nos tanques de cultivo foram coletadas espécimes no ambiente natural na região de Jurerê, Florianópolis (Estação de Tratamento de Esgotos Habitasul). A espécie de lemnácea utilizada no presente estudo foi a *Lemna valdiviana*, comumente encontrada no território brasileiro (Figura 9). A Figura 10 mostra o aspecto desses tanques.

As instalações piloto do presente estudo começaram a ser testadas e monitoradas em Junho de 2005 junto à ETE continental da CASAN. A Figura 13 apresenta um croqui das instalações de todo o aparato experimental. Na fase inicial dos trabalhos foram instalados os tanques (T1 a T4) para o cultivo de lemnas.



Figura 9. Inoculação das lemnas nos tanques e instalação dos tanques de peixes

O início do funcionamento do sistema de tratamento com lemnáceas ocorreu em Fevereiro de 2006, bem como a pré-coleta de dados (análises físico-químicas, coleta e pesagem da biomassa produzida). O afluente que alimentou o sistema foi captado da última lagoa de estabilização (facultativa) do sistema da ETE da CASAN e bombeado para o sistema piloto de tratamento com lemnas. Entretanto, para o início das pesquisas foi necessária a realização de pré-testes

e ajustes nas instalações, proporcionando condições adequadas de funcionamento. A vazão adotada para a alimentação dos sistema, cujo valor foi suficiente para alimentar os tanques de lemnas e os tanques de cultivo de peixes foi de 2,0L/min.

4.3. Experimentos realizados

Durante a pesquisa, foram realizados 2 experimentos. O experimento 1 foi realizado no período de Outubro de 2006 a Março de 2007 e o experimento 2 ocorreu durante o período de Março a Maio de 2007.

Para o desenvolvimento dos experimentos, um Sistema de Reúso Piloto foi instalado, sendo composto pelo sistema de tratamento com lemnáceas e os tanques de cultivo de peixes, descritos a seguir:

- *Sistema de tratamento com lemnáceas*

O sistema de tratamento com lemnáceas foi composto de 4 tanques retangulares de fibra de vidro em formato elipsoidal com 2,40 m de comprimento, 1,20m de largura e 1,20m de profundidade. A área de cada tanque era de 2,57m² com um volume útil de 3,8 m³. Os tanques foram montados em série e o tempo de retenção hidráulica (TRH) adotado para cada um foi de 1 dia, totalizando 4 dias de retenção do efluente no sistema. A carga superficial adotada foi de 200 kg DBO/ha/dia (Figura 11). O afluente que alimentou o sistema piloto de tratamento com lemnas foi captado e bombeado da última lagoa de estabilização (facultativa) do sistema da ETE da CASAN.

As coletas nos tanques de lemnas foram realizadas semanalmente na entrada e na saída do sistema (entrada do tanque 1 e saída do tanque 4) para o cálculo da eficiência de remoção.



Figura 10. Imagens do tanques do Sistema de tratamento dom lemnas

- Tanques de produção de peixes

As unidades experimentais utilizadas para o cultivo das tilápias constituíram-se de tanques retangulares de fibra com capacidade para 500 L, que foram alimentados com o efluente tratado pelo sistema de lemnas. A vazão de cada tanque foi de 0,33 L/min, o que propiciou uma renovação diária da água em torno de 100%, sendo 475 L/dia (Figura 11).



Figura 11. Tanques de cultivo de peixes

A Figura 12 mostra um esquema do Sistema de Reúso Piloto.

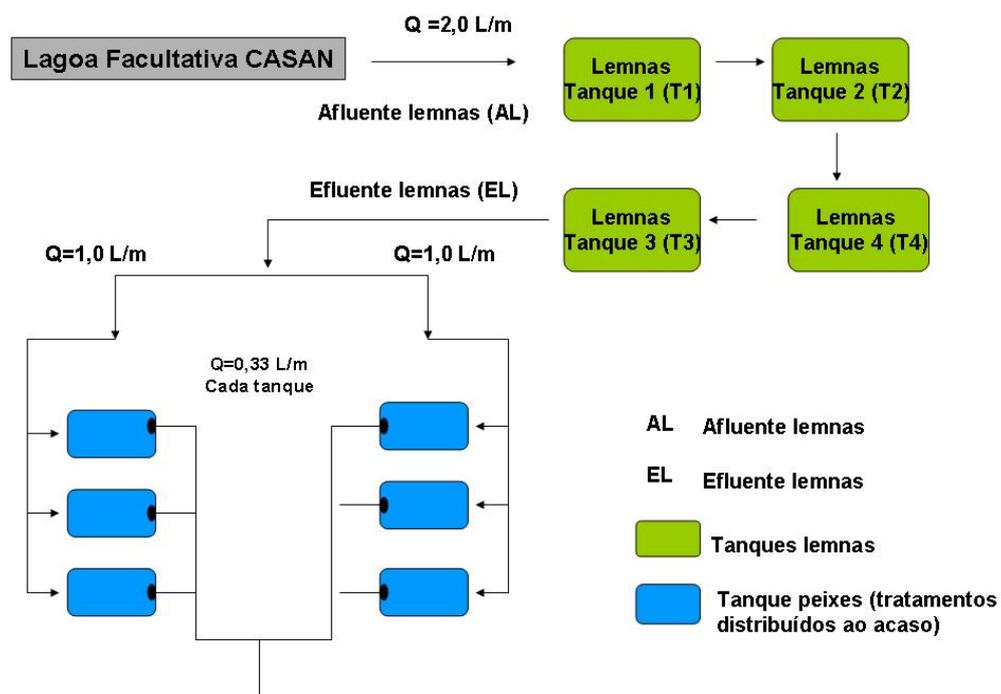


Figura 12. Desenho esquemático do Sistema de Reúso Piloto

4.3.1. Experimento 1 - Reúso de efluentes domésticos no cultivo de tilápias vermelhas alimentadas com lemna seca

O experimento 1 teve duração de 120 dias, tendo início dia 31 de Outubro de 2006 e término em 5 de março de 2007.

Alevinos de tilápia vermelha com peso médio de 23 g foram cedidos pela Piscicultura Panamá (Paulo Lopes, SC) e utilizados no presente estudo (Figura 13). Após passar por um período de adaptação de uma semana em tanques maiores, os alevinos foram pesados e distribuídos nos tanques de cultivo. A densidade adotada em cada um dos 6 tanques de cultivo foi de 10 peixes/m².



Figura 13. Piscicultura Panamá e alevinos de tilápia vermelha utilizados no experimento.

Fonte: Arquivo pessoal do autor e www.pisciculturapanama.com.br (2007)

- Delineamento experimental

A distribuição dos experimentos foi feita ao acaso. Foram utilizados dois tratamentos em triplicata, sendo três tanques submetidos à dieta 1 e outros três submetidos à dieta 2, descritos a seguir:

Dieta 1 - Ração comercial: O primeiro tratamento recebeu o efluente tratado pelas lemnas, sendo que os peixes foram alimentados com ração comercial extrusada (Nicoluzi, 40% de proteína).

Dieta 2 - Lemna seca: O segundo tratamento recebeu o efluente tratado pelas lemnas, sendo que os peixes foram alimentados com lemnas secas produzidas no próprio sistema.

A quantidade de alimento fornecida foi baseada em 5% da biomassa corporal (matéria seca). A alimentação foi realizada duas vezes ao dia (09:00 a 16:00h).

- Processo de secagem das plantas

Durante o período experimental, foram realizadas coletas semanais das lemnáceas na superfície dos tanques com o auxílio de uma peneira. Esse manejo, além de ser necessário no processo de produção das plantas como alimento, é importante para a manutenção do sistema.

A água excedente era retirada e as plantas eram mantidas em caixas de secagem forradas com tela plástica por dois dias (Figura 14). Assim, eram retiradas e levadas à estufa a 50°C por aproximadamente 24 horas. Depois de seco, o material foi armazenado em bolsas plásticas e refrigerado a -4,0°C até a utilização.

Devido ao baixo desempenho zootécnico dos peixes alimentados com lemna seca durante o experimento 1, surgiu a necessidade de se adotar o processo de peletização das plantas, que foram utilizadas como alimento no experimento 2.



Figura 14. Processo de secagem lemnas.

- Composição das dietas experimentais

A composição das dietas experimentais adotadas no experimento 1 é descrita na Tabela 6.

Tabela 6. Composição das dietas experimentais do Experimento 1 na matéria seca.

Componente	Ração¹	Lemna
Umidade, %	10,00	15,00
Proteína bruta,%	44,47	38,03
Extrato etéreo,%	9,29	3,02
Fibra bruta,%	7,35	16,17
Cinzas,%	9,24	14,56
Energia (kcal/kg de ração)	3600	3257

¹ A ração continha um premix vitamínico-mineral, com a seguinte composição/kg de produto: ácido fólico 250mg, ácido pantotênico 5000 mg, biotina 125 mg, cobre 2000 mg, colina 25000 mg, ferro 13820 mg, iodo 100 mg, manganês 3750 mg, niacina 5000 mg, selênio 75 mg, vitamina 1000000 UI, vitamina B₁ 1250 mg, vitamina B₁₂ 3750 mg, vitamina B₂ 2500 mg, vitamina B₆ 1875 mg, vitamina C 42000 mg, vitamina D₃ 500000 UI, vitamina E 20000 UI, vitamina K₃ 500mg, zinco 17500 mg.

4.3.2. Experimento 2 - Reúso de efluentes domésticos no cultivo de tilápias vermelhas alimentadas com lemna peletizada

O experimento 2 teve duração de 83 dias, tendo início dia 05 de Março e término em 28 de maio de 2007. Devido às baixas temperaturas registradas no mês de maio, houve a necessidade de se finalizar o experimento 2 antes do esperado, pois havia o risco de ocorrer a mortalidade dos peixes.

Foram utilizados alevinos de tilápia vermelha com peso médio de 0,8 g cedidos pela Piscicultura Panamá (Paulo Lopes, SC) . No início do período experimental, os alevinos foram pesados e distribuídos nos tanques de cultivo. A densidade adotada em cada um dos 6 tanques de cultivo foi de 10 peixes/m².

- Delineamento experimental

O delineamento experimental foi o inteiramente ao acaso. Foram utilizados dois tratamentos em triplicata, sendo três tanques submetidos à dieta 1 e outros três submetidos à dieta 2, descritos a seguir:

Dieta 1 - Ração comercial: O primeiro tratamento recebeu o efluente tratado pelas lemnas, sendo que os peixes foram alimentados com ração comercial peletizada (Guabi, 40% de proteína).

Dieta 2- Lemna peletizada: O segundo tratamento recebeu o efluente tratado pelas lemnas, sendo que os peixes foram alimentados com lemnas peletizadas produzidas no próprio sistema.

A quantidade de alimento fornecida foi baseada em 5% da biomassa corporal (matéria seca). A alimentação foi realizada duas vezes ao dia (09:00 a 16:00h).

- Composição das dietas experimentais

A composição da ração comercial e da lemna peletizada utilizadas no experimento 2 estão descritas na Tabela 7.

Tabela 7. Composição das dietas experimentais do Experimento 2 na matéria seca.

Componente	Ração¹	Lemna Peletizada
Umidade, %	5,5	14,50
Proteína bruta, %	53,29	39,9
Extrato etéreo, %	9,93	4,63
Fibra bruta, %	4,57	20,5
Cinzas, %	9,24	13,96
Energia (kcal/kg de ração)	3600	3257

¹ A ração continha um premix vitamínico-mineral, com a seguinte composição/kg de produto: ácido fólico 250mg, ácido pantotênico 5000 mg, biotina 125 mg, cobre 2000 mg, colina 25000 mg, ferro 13820 mg, iodo 100 mg, manganês 3750 mg, niacina 5000 mg, selênio 75 mg, vitamina 1000000 UI, vitamina B₁ 1250 mg, vitamina B₁₂ 3750 mg, vitamina B₂ 2500 mg, vitamina B₆ 1875 mg, vitamina C 42000 mg, vitamina D₃ 500000 UI, vitamina E 20000 UI, vitamina K₃ 500mg, zinco 17500 mg.

- Processo de peletização das lemnáceas

No experimento 2, o mesmo procedimento de secagem do experimento 1 foi adotado, diferindo apenas da peletização das lemnáceas.

A confecção dos pélets foi realizada na Fábrica de rações do Departamento de Aqüicultura da UFSC. A lemna seca foi moída e adicionou-se água a 40%. Assim, os pélets foram fabricados, secos em estufa por 6 horas, embalados e armazenados (-20°C) até a utilização. A figura 16 mostra as fases do processo (Figura 15).



Figura 15. Fases do processo de peletização das lemnas (1 – Lemnas secas; 2- Processo de moagem; 3- Lemna moída; 4 - Adição de água; 5- Processo de aglutinação; 6 – Peletização; 7 – Produção dos pellets; 8 – Secagem dos pellets).

- Toxicidade Específica: Ensaio da Frequência de Micronúcleos

No experimento 2, foi possível a realização de testes de toxicidade com os peixes.

O ensaio da frequência de micronúcleos (MN) detecta as lesões nucleares resultantes das rupturas cromossômicas durante a divisão celular ou eventos de perda de cromossomos na anáfase. A análise da frequência de micronúcleos foi utilizada para verificar o potencial citotóxico do esgoto doméstico tratado contaminante de interesse sobre as células do sangue de um peixe exposto a este contaminante.

Os alevinos utilizados no presente experimento foram expostos aos tratamentos 1 e 2 por 83 dias. Após este período, lâminas foram preparadas com esfregaços do sangue retirado destes peixes, para análise microscópica. Para cada amostra foram realizadas amostras de esfregaço em triplicata. As lâminas

permaneceram secando a temperatura ambiente. As células foram fixadas em uma solução de metanol, por 10 minutos e foram coradas pelo método Feulgen-Fast-Green (Figura 16). Para determinação da frequência de células micronucleadas foram realizados testes cegos, e anotado a frequência de células micronucleadas visualizados para cada 2000 células contadas. A análise citogenética foi realizada em microscópio óptico (Olympus BX40) com uma resolução de 10 x 100.

Os testes foram realizados no Laboratório de Toxicologia Ambiental – LABTOX do Depto. de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC.

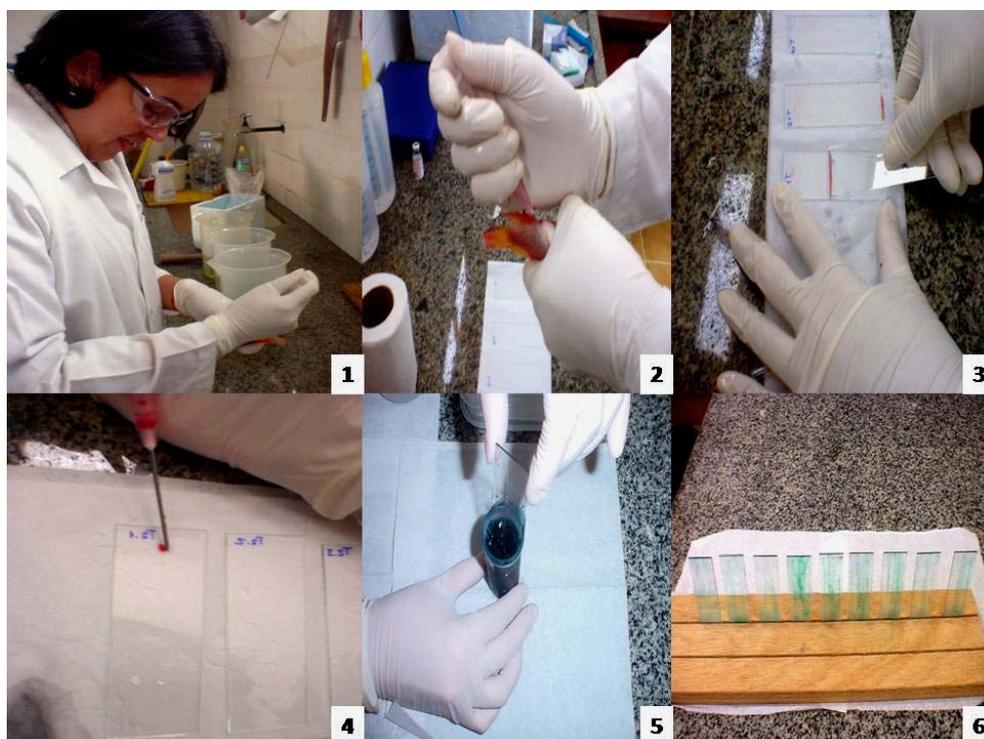


Figura 16. Etapas do processo de coleta e ensaio da frequência de micronúcleos (1e 2 – Coleta do sangue dos peixes; 3 e 4 – Realização do esfregaço das lâminas; 5 – processo de coloração das lâminas

- Análises histopatológicas

Histologia é o ramo da anatomia que estuda os tecidos animais e vegetais. No presente estudo, a realização das análises histopatológicas serviu como uma ferramenta para a detecção dos efeitos tóxicos que o esgoto doméstico pode causar em tilápias cultivadas em sistema de reuso. As análises foram realizadas

no Departamento de Biologia da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), no Laboratório de Histologia. As etapas para a realização das análises são descritas a seguir (Timm, 2005) e mostradas na Figura 17:

- *Coleta e fixação do material:* Ao final do período experimental, 5 peixes de cada tanque foram coletados e sacrificados. Com o auxílio de um bisturi, o fígado e as brânquias dos peixes foram retirados e fixados em formol tamponado (Junqueira e Junqueira, 1983);
- *Inclusão:* Este procedimento consiste na impregnação do tecido com uma substância de consistência firme que permita, posteriormente, seccioná-lo em camadas delgadas. Geralmente, utiliza-se a parafina nesse procedimento. Primeiramente, há a necessidade da desidratação do tecido, retirando-se toda a água presente e substituindo-a por álcool. Nas etapas seguintes, o álcool é substituído por xilol e finalmente por parafina a 60° em pequenos blocos.
- *Microtomia:* Esta etapa consiste na utilização de um micrótomo para a obtenção de cortes sucessivos, delgados e uniformes, a partir dos blocos de parafina com as peças incluídas. Geralmente, os cortes apresentam espessura de 5 e 7 micrômetros.
- *Montagem da lâmina histológica:* As fitas obtidas a partir do micrótomo são transferidas para um banho-maria, com o auxílio de uma pinça, para serem distendidas. A água deve estar entre 3° e 8° abaixo do ponto de fusão da parafina utilizada. Após a distensão, os cortes são separados individualmente ou em grupos, utilizando-se lâminas de vidro. Assim, os cortes obtidos são transferidos para uma estufa a 60° para secagem entre uma e 24 horas.
- *Coloração:* A coloração consiste numa etapa muito importante para a visualização das estruturas do tecido. Normalmente são utilizados corantes hidrossolúveis, sendo necessário, deste modo, a remoção

da parafina da peça que foi preparada nas etapas descritas anteriormente e que permanece na lâmina de vidro.



Figura 17. Etapas necessárias para a realização das análises histopatológicas (1- Coleta do fígado e das brânquias dos peixes; 2 – Fixação em solução de formol; 3 – Processo de Inclusão; 4 – Microtomia; 5 - Montagem da lâmina histológica; 6 – Processo de coloração

As variáveis monitoradas citadas a seguir, foram comuns aos experimentos 1 e 2.

- Dados climáticos

Os dados climáticos relativos ao período experimental foram registrados na Estação Meteorológica de São José (SC) e fornecidos pela Epagri/Ciram/Inmet. As variáveis consideradas foram: temperatura, umidade do ar e pluviosidade.

- Variáveis físico-químicas e biológicas

As análises físico-químicas e biológicas do sistema de reúso em piscicultura foram efetuadas no Laboratório de Reúso das Águas – LaRA e no Laboratório Integrado de Meio Ambiente – LIMA do Depto. de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, seguindo recomendações do Standard Methods (APHA, 1998). As variáveis monitoradas foram: pH, condutividade, oxigênio dissolvido, DQO, DBO, série de sólidos, amônia, nitrito, nitrato, ortofosfato, clorofila “a”, coliformes totais, e *E. coli*. A descrição dos métodos analíticos adotados nas análises está detalhada no ítem 4.5.

As amostragens foram realizadas nas entradas e nas saídas dos sistemas de lemnáceas e dos tanques de peixes com o auxílio de garrafas plásticas. Dessa forma, foi possível o cálculo da eficiência de remoção de agentes poluidores no sistema de reúso nas diferentes etapas e como um todo.

- Capacidade de polimento dos tanques de peixes

O efluente dos tanques de cultivo de peixes submetidos aos tratamentos em questão (lemna seca e ração comercial como alimento) foi coletado semanalmente e analisado através de análises físico-químicas.

- Análises bromatológicas

As porcentagens de umidade, proteína bruta, gordura, fibra e matéria mineral das dietas experimentais foram determinadas. A matéria seca foi obtida através da secagem a 105°C, a matéria mineral por incineração a 550°C, a gordura por extração em éter (após hidrólise ácida), a fibra pela digestão em detergente ácido, a proteína bruta pelo método Kjeldahl ($N \times 6,25$), após digestão ácida. Todas as metodologias seguiram as normas da AOAC (1999) e foram realizadas no LAPAD (Laboratório de Biologia e Cultivo de Peixes de Água Doce da UFSC (Figura 18).



Figura 18. Laboratório de Biologia e Cultivo de Peixes de Água Doce da UFSC (LAPAD) do Departamento de Aqüicultura (Lagoa do Peri)
Fonte: www.lapad.ufsc.br (2007)

- Análise de nutrientes (N e P) nas plantas

A metodologia utilizada para a análise de N e P nas plantas seguiu as recomendações de Tedesco *et al.*(1995).

- Quantificação da produção de biomassa de lemnáceas

O crescimento das plantas foi medido através da produção de biomassa por meio de coletas manuais e pesagens. Um quadrado de PVC (20 cm de lado) flutuante foi construído e alocado no último tanque de cultivo de lemnáceas (Figura 19). Com o intuito de se evitar a passagem de plantas para o exterior do quadrado, uma rede plástica de malha de 1,2mm foi costurada em sua base. Uma quantidade inicial de 30g de lemnáceas foi padronizada, pesada e estocada dentro do quadrado.

Semanalmente, a produção biomassa foi medida através da subtração da quantidade inicial (30g) da quantidade produzida no final de cada semana. Após estimar a quantidade produzida na semana, as mesmas 30 g iniciais eram novamente estocadas dentro do quadrado. Este procedimento foi adotado e

repetido durante todo o período experimental, possibilitando o cálculo da produção de biomassa em kg/ha nos diferentes meses avaliados.

No processo de pesagem, um procedimento padrão foi adotado, evitando possíveis erros nos dados obtidos. As lemnáceas presentes no quadrado eram coletadas com o auxílio de uma peneira plástica e a água em excesso era retirada. As plantas foram pesadas em sua forma fresca, com um teor de umidade por volta de 90% em uma balança de alta precisão (Marte modelo LC1).

Com o intuito de manter plantas de boa qualidade em sistemas de tratamento com lemnáceas, é necessário que se disponibilize espaço suficiente para seu desenvolvimento, remoção de nutrientes e produção de biomassa. Dessa forma, a biomassa excedente foi coletada de cada tanque semanalmente, pré-seca ao sol por 24 horas e seca em estufa a 50°C por 48 horas.

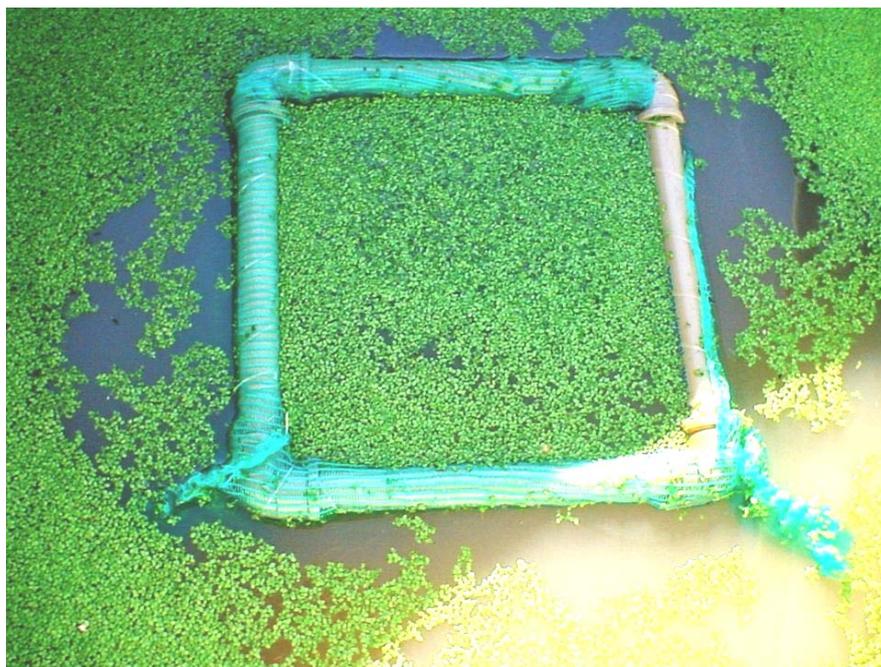


Figura 19. Quadrado utilizado para quantificação da biomassa
Fonte: Arquivo pessoal do autor (2007)

- Biometrias e Parâmetros de crescimento dos peixes

Para o monitoramento do desempenho dos peixes submetidos a cada tratamento nos experimentos 1 e 2, foram realizadas biometrias a cada 15 dias. Os peixes foram coletados com o auxílio de um puça, pesados em uma balança

eletrônica digital (Marte LC1) e devolvidos aos tanques de cultivo. A Figura 20 mostra as etapas das biometrias realizadas.



Figura 20. Etapas das biometrias realizadas durante o período experimental (1, 2 e 3 – Coleta dos peixes nos tanques de cultivo; 4 – Pesagem dos peixes)

Os parâmetros considerados no desempenho dos peixes e suas respectivas fórmulas foram os seguintes:

- Ganho em peso

$$\text{Ganho em peso} = \text{Peso final} - \text{Peso inicial}$$
- Conversão alimentar

$$\text{Conversão alimentar} = \text{Alimento consumido} / \text{Ganho em peso}$$
- Taxa de crescimento específico

$$\text{Taxa de crescimento específico} = (100 \times \text{Ln peso médio final} - \text{Ln peso médio inicial}) / \text{dias}$$

- Produtividade do viveiro (Zooplâncton e biomassa algal)

A produtividade de plâncton do viveiro foi estimada através de coletas realizadas ao longo de todo o período experimental.

Para a obtenção das amostras de zooplâncton, foram filtrados 2L de cada tanque em rede de 50 μm . Este volume foi concentrado em 50ml e conservado em formol tamponado 4% (Figura 21). As análises quantitativa e qualitativa da comunidade de zooplâncton foram realizadas com o auxílio de um microscópio óptico (Olympus[®], modelo BX-40) a partir dos indivíduos presentes em 2mL das amostras concentradas. Os resultados das análises de zooplâncton foram apresentados em indivíduos/litro. Para identificar os organismos do zooplâncton foram utilizadas as chaves de Koste (1978), Reid (1985), Paggi (1985) e Elmoor-Loureiro (1997).



Figura 21. Procedimento de coleta e conservação zooplâncton (1 – Frascos de coleta; 2- Filtragem de 2 litros de efluente por tanque; 3 – Fixação do zooplâncton com Formol 4%)

A quantificação da biomassa das algas presente no efluente foi realizada através da determinação da clorofila *a* (Figura 22). A determinação da concentração da clorofila *a* é o método mais comum para estimativa da biomassa

das algas.. O uso freqüente das concentrações de clorofila *a* em estudos do fitoplâncton tem como base a simplicidade e a reprodutibilidade dos métodos de determinação (APHA, 1998; König, 2000).

Para análise da biomassa algal qualitativa, coletou-se semanalmente amostra do efluente do Sistema de Reúso Piloto (Figura 23). As amostras foram coletadas e fixadas com uma solução de lugol preparada em laboratório (Branco, 1978). 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[®], modelo BX-40; versão acoplado a uma máquina de filme fotográfico Olympus[®]. Utilizou-se um aumento de 100, 400 vezes e algumas fotos em óleo de imersão 1000 vezes).

O índice de ocorrência de espécies e a freqüência de espécies (F) nas amostras foram determinados e calculados segundo a equação a seguir (Zulkifli, 1992):

$$IOE = P_i/P * 100\%$$

Onde:

IOE = índice de ocorrência;

P_i = número de freqüência da espécie *i* nas amostras;

P = número total de amostras.

As espécies planctônicas foram separadas em grupos segundo sua freqüência:

- *espécies ausentes*: não encontradas nas amostras;
- *espécies raras*: presentes em menos de 25% das amostras;
- *espécies pouco freqüentes*: presentes entre 26 – 50% das amostras;
- *espécies freqüentes*: presentes entre 51 – 90% das amostras;
- *espécies permanentes*: presentes em mais de 90% das amostras.



Figura 22. Processo de coleta, conservação e observação da biomassa algal presente no efluente.
Fonte: Arquivo pessoal do autor (2007)



Figura 23. Análise de clorofila "a"
Fonte: Arquivo pessoal do autor (2007)

- Condição sanitária dos peixes

Ao final dos experimentos 1 e 2, cinco peixes foram coletados de cada tanque, sacrificados, acondicionados em caixas de isopor (Figura 24) e encaminhados ao Laboratório de Microbiologia de Alimentos do Departamento de Ciência e Tecnologia de Alimentos - LABCAL (Universidade Federal de Santa Catarina). A metodologia utilizada para a realização das análises é descrita a seguir:

Preparou-se uma diluição 1:10, pesando-se 25 g do músculo com pele de tilápias e adicionando-se 225 mL de água peptonada a 0,1%. A partir da diluição inicial (10^{-1}), preparou-se diluições decimais (10^{-2} e 10^{-3}) e procedeu-se os ensaios de coliformes à 35° C, coliformes à 45° C e Estafilococos coagulase positivo.

Enumeração de coliformes totais e termotolerantes

Inoculou-se 1 mL de cada diluição em uma série de três tubos cada, contendo Caldo Lauril Sulfato Triptose (LST). Os tubos de LST inoculados foram incubados a 35°C ($\pm 1^\circ\text{C}$) por 48 horas. Em seguida, dos tubos que apresentaram turvação e produção de gás transferiu-se alíquotas de 100 μl , para tubos de Caldo Verde Brilhante 2% lactose (BVB) e para tubos contendo Caldo *Escherichia coli* (EC). Os tubos de BVB foram incubados a 35°C ($\pm 1^\circ\text{C}$) por 48 horas para a determinação de coliformes a 35°C e os tubos de EC foram incubados em Banho-Maria a 45,0°C $\pm 0,5^\circ\text{C}$, por 48 horas, para a determinação de coliformes a 45° C. O resultado foi expresso a partir da tabela do Número Mais Provável, pela combinação do número de tubos positivos em cada série da diluição, no qual a positividade caracterizou-se pela turvação e produção de gás em cada tubo individualmente.

Estafilococos coagulase positivo

A alíquota de 1 mL de cada diluição (10^{-1} , 10^{-2} e 10^{-3}) foi distribuída na superfície de placas de ágar Baird Parker (BP), as quais foram incubadas a 35°C ($\pm 1^\circ\text{C}$) por 48 horas. Após a incubação selecionou-se três colônias típicas de estafilococos e transferiu-se para caldo Infusão cérebro coração (BHI), seguido de

incubação a 35°C (\pm 1°C) por 24 horas. Procedeu-se posteriormente os testes bioquímicos de catalase e coagulase. Para interpretação e cálculo de resultados foram considerados como *Estafilococos* coagulase positivo, as culturas com reação de coagulase positiva. Em caso de dúvida quanto ao resultado da coagulase foram utilizados os testes adicionais de DNase. Quando a reação de coagulase foi negativa, o resultado foi expresso como < 10 Unidades Formadoras de Colônia por grama da amostra (UFC/g).

Salmonella sp.

Para a pesquisa de *Salmonella sp.* realizou-se um pré-enriquecimento de 25g da amostra em 225 mL de água peptonada tamponada (BPW), seguido de incubação à 35°C (\pm 1°C) por 24 horas. Em seguida, alíquotas de 1 mL e 0,1 mL foram transferidas para caldo tetrionato (TT) e caldo Rappaport-Vassiliadis Modificado (RV), respectivamente e incubados a 42°C (\pm 1°C) por 24 horas. A partir dos tubos de enriquecimento seletivo realizou-se semeadura por esgotamento em placas de Ágar verde brilhante vermelho de fenol lactose sacarose (BPLS) e Ágar xilose lisina desoxicolato (XLD), seguido de incubação a 35°C (\pm 1°C) por 24 horas. As colônias típicas de *Salmonella sp.* foram submetidas a triagem bioquímica em ágar ferro três açúcares (TSI), ágar ferro lisina (LIA), e ágar uréia, e quando ocorreu reação típica de *Salmonella sp.* na triagem bioquímica, foram então submetidas aos testes bioquímicos complementares: Dulcitol, Indol, Malonato, VM-VP e Citrato.



Figura 24. Acondicionamento das tilápias no gelo ao final do experimento para análise da Condição Sanitária (LABCAL/UFSC).
Fonte: Arquivo pessoal do autor (2007)

- Análise de metais pesados

Amostras do efluente, plantas e peixes foram conduzidas ao Departamento de Química da Universidade de Brasília (UNB) para análise de metais pesados. Foram realizadas as análises de ferro, cobre, zinco e cromo nas tilápias e o método utilizado foi espectroscopia de absorção atômica

- Análise econômica

Para a análise econômica foi considerado o custo operacional envolvido na produção de tilápias em sistema de reúso de esgoto sanitário tratado, alimentadas com ração comercial e lemna seca/peletizada. Os dados foram comparados com sistemas tradicionais de produção, onde utiliza-se água limpa para o cultivo, ração comercial como alimento e adubação dos viveiros com fertilizantes orgânicos para a produção de algas.

- Análise econômica – produção de lemnáceas em escala comercial

Para a estimativa da produção de lemnáceas em escala comercial, foram considerados os dados de produção de biomassa obtidos nos dois sistemas em estudo. Os custos envolvidos no processo, bem como a geração de proteína de alta qualidade a ser utilizada como alimento animal foram levados em consideração para a realização dos cálculos, com a utilização do Software Beta.

4.4. Monitoramento geral dos sistemas nos 2 experimentos

4.4.1. Amostragens

Para o monitoramento do Sistema de Reúso Piloto, foram realizadas coletas semanais no período da manhã, às 09:00 h. Para a realização das análises físico-químicas, biológicas e microbiológicas do efluente, as amostras foram conduzidas ao Laboratório de Reúso de Águas (LaRA) e Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC. O transporte e a conservação das amostras seguiram recomendações do Standard Methods of Examination for Water and Wastewater (APHA, 1998).

4.4.2. Variáveis de monitoramento e metodologias empregadas

As análises realizadas, bem como a frequência de realização das mesmas estão descritas na Tabela 8.

Tabela 8. Métodos analíticos utilizados e frequência de análise no Sistema de Reúso Piloto.

Variáveis	Metodologia	Monitoramento	
		Semanal	Quinzenal
pH e temperatura	pHmetro (Hach [®] modelo Sens Ion 1; faixa de leitura 0 a 14; resolução 0,001/0,01/0,1).	X	
Alcalinidade Total	Titulação potenciométrica com solução de H ₂ SO ₄ 0,02N SM 2320 B(APHA, 1998)	X	
Condutividade	Condutímetro portátil da <i>LT lutron</i> Código-4303	X	
Turbidez	Turbidímetro Hach [®] modelo 2100P; faixa de leitura 0-1000 NTU	X	
DQO total e solúvel	Método colorimétrico de refluxo fechado (APHA, 1998). Leitura em espectrofotômetro HACH [®] , modelo DR-2010	X	
Amônia	Nessler (Vogel, 1992)	X	
Nitrito	Alfaftilamina (APHA, 1998)	X	
Nitrato	Brucina (APHA, 1976)	X	
NTK	Digestão em digestor VELP [®] , modelo DK-20, em meio ácido com oxidação forçada (H ₂ SO ₄), posterior destilação em aparelho VELP [®] , modelo UDK 130D e titulação com H ₂ SO ₄ 0,02N (APHA, 1998).		X
Fosfato	Método colorimétrico do Ácido Vanadomolibdofosfórico (APHA, 1998). Para as leituras utilizou-se espectrofotômetro da Hach [®] modelo DR 2010.	X	
Clorofila "a"	Extração em Etanol (80%) e análise colorimétrica (NUSH, 1980). Leitura em espectrofotômetro HACH [®] , modelo DR-4000.	X	
Coliformes Totais e Fecais	Método do substrato cromogênico (Colilert - INDEXX [®]), que confere cor amarelada para CT positivos e fluorescência para <i>E. coli</i> (APHA, 1998).		X
Série de Sólidos	Método gravimétrico (APHA, 1998)		X

4.5. Cálculos

4.5.1. Tempo de Detenção Hidráulica

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

$$TDH = \frac{A \times H}{Q_{afluente}}$$

Sendo:

TDH = tempo de detenção hidráulica (d);

A = área requerida para lagoa (m³);

Q = vazão afluyente (m³/d);

H = profundidade da lagoa em m.

4.5.2. Eficiência de remoção

Para o cálculo da eficiência de remoção das variáveis analisadas, segue a equação abaixo:

$$E = \frac{A_f - E_f}{A_f} * 100$$

Sendo:

E = Eficiência de remoção (%);

A_f = Concentração afluyente (mg/L);

E_f = Concentração efluente (mg/L).

4.5.3. Balanço do Nitrogênio

O cálculo do balanço do nitrogênio foi feito segundo as fórmulas a seguir:

Norg = NTK + N-NH₃

NT = N org + N-NH₃ + NO₂ + NO₃

4.5.5. Análise dos dados

Para a avaliação do desempenho das lemnáceas no polimento do esgoto doméstico, foi calculada a eficiência de remoção de agentes poluidores pelas plantas. A capacidade de polimento dos tanques de peixes alimentados com lemnas secas e ração foi comparada através de Análise de Variância.

Os parâmetros zootécnicos de performance dos peixes (conversão alimentar, ganho em peso e taxa de crescimento específico) submetidos aos dois tratamentos do experimento 1 (ração comercial e lemna seca) e do experimento 2 (ração comercial e lemna peletizada) foram comparados através da Análise de Variância e o teste de Tukey foi aplicado quando necessário.

4.5.6. Análise Estatística

Para a realização das análises estatísticas no presente estudo, foi utilizado como ferramenta o software STATISTICA® 7.0 (STATSOFT, Inc., 2001), para descrever, analisar e interpretar os dados numéricos das amostras coletadas ao longo do monitoramento. Segundo Ogliari e Andrade (2004), o software STATISTICA® 7.0 é um programa integrado para gerenciar a análise estatística e base de dados, caracterizando uma ampla seleção do processo analítico (análise exploratória de dados, de variância e fatorial; entre outros).

- Análise exploratória dos dados

- *Distribuição de frequência de variáveis*

Esta ferramenta é utilizada para que os dados recolhidos sejam organizados, sumarizados e descritos, para facilitar a fase posterior de análise, a inferência estatística. Neste trabalho, as eficiências de remoção, das principais variáveis monitoradas, foram inseridas em um gráfico de colunas, mostrando a distribuição e a frequência dos dados.

- *Estatística descritiva*

Os resultados são expressos por média e desvio padrão quando apresentam distribuição normal, sendo que média representa bem os dados quando existe simetria, quando não ocorrem os valores extremos, altos ou baixos, chamados de “*out-liers*”. Já a mediana, 1º quartil (25% dos dados) e 3º quartil (75% dos dados), são usados quando não existe simetria dos dados, tornando-se uma maneira mais adequada de representação dos dados (Ogliari e Pacheco, 2004).

Através dos diagramas de caixa (*box-plot*) pode-se comparar a diferença na distribuição de dados, de dois ou mais grupos. Pode-se usar como medida central a média ou a mediana, conforme tipo de distribuição (simétrica ou assimétrica), ou melhor visualização dos dados pelo pesquisador.

- Análise da variância (ANOVA)

A ANOVA é um teste de hipóteses que fornece a probabilidade dos grupos (tratamentos) terem médias iguais ou diferentes. Existem duas hipóteses: H0: as médias são iguais, não há diferença entre os tratamentos; H1: as médias são diferentes, há diferença entre os tratamentos. Portanto, o objetivo do teste é determinar a probabilidade (p) que permite aceitar ou rejeitar H0. Se $p > \alpha$, aceita-se H0; Se $p < \alpha$, rejeita-se H0 (Ogliari e Andrade, 2004). No presente estudo o nível de significância utilizado foi de 5%. O teste de Tukey foi utilizado para comparar os valores médios quando houve diferenças significativas entre os tratamentos.

5. Resultados e Discussão

Os resultados referentes aos dois experimentos realizados foram abordados estatisticamente com o auxílio do Software Statistica 7.0. Primeiramente, a Análise descritiva foi realizada através de gráficos *box-plot*.

A eficiência de remoção foi calculada para a determinação do desempenho das lemnáceas como tratamento terciário na remoção de agentes poluidores. Paralelamente, para a avaliação e comparação da capacidade de polimento dos tanques de peixes submetidos aos diferentes tratamentos, a eficiência de remoção e a Análise de Variância foram utilizadas.

Os resultados obtidos no presente estudo e a discussão dos mesmos serão abordados separadamente de acordo com cada experimento realizado.

5.1. Experimento 1- Reúso de efluentes domésticos no cultivo de tilápias vermelhas alimentadas com lemna seca

Os diagramas de caixa (gráficos *box-plot*) mostram as diferenças na distribuição dos dados nos dois tratamentos empregados no experimento, servindo com ferramenta para a Análise descritiva do mesmo. Os gráficos de linha servem como complemento na visualização geral dos dados ao longo do período experimental.

5.1.1. Análise descritiva dos parâmetros físicos e dados climáticos

As Figuras 25 e 26 mostram a distribuição dos dados relativos aos parâmetros físicos registrados ao longo do experimento 1 nos quatro pontos de coleta (EL- entrada lemnas, SL – saída lemnas, SPL – saída tanque peixes alimentados com lemnas e SPR – saída tanque peixes alimentados com ração).

Os valores de pH médios obtidos para os quatro pontos foram de 7.6, 7.5, 8,0 e 8,4, respectivamente. Observou-se um declínio na Alcalinidade ao longo dos quatro pontos, sendo os valores médios obtidos de 237.2, 181,8, 95.0 e 95.0 mg de CaCO_3/L , respectivamente. Os valores médio de condutividade obtidos foram de 2.5, 2.47, 2.43 e 2.45 ms e os de Oxigênio dissolvido de 1.3, 0.8, 8.1 e 8.8 mg/L, respectivamente.

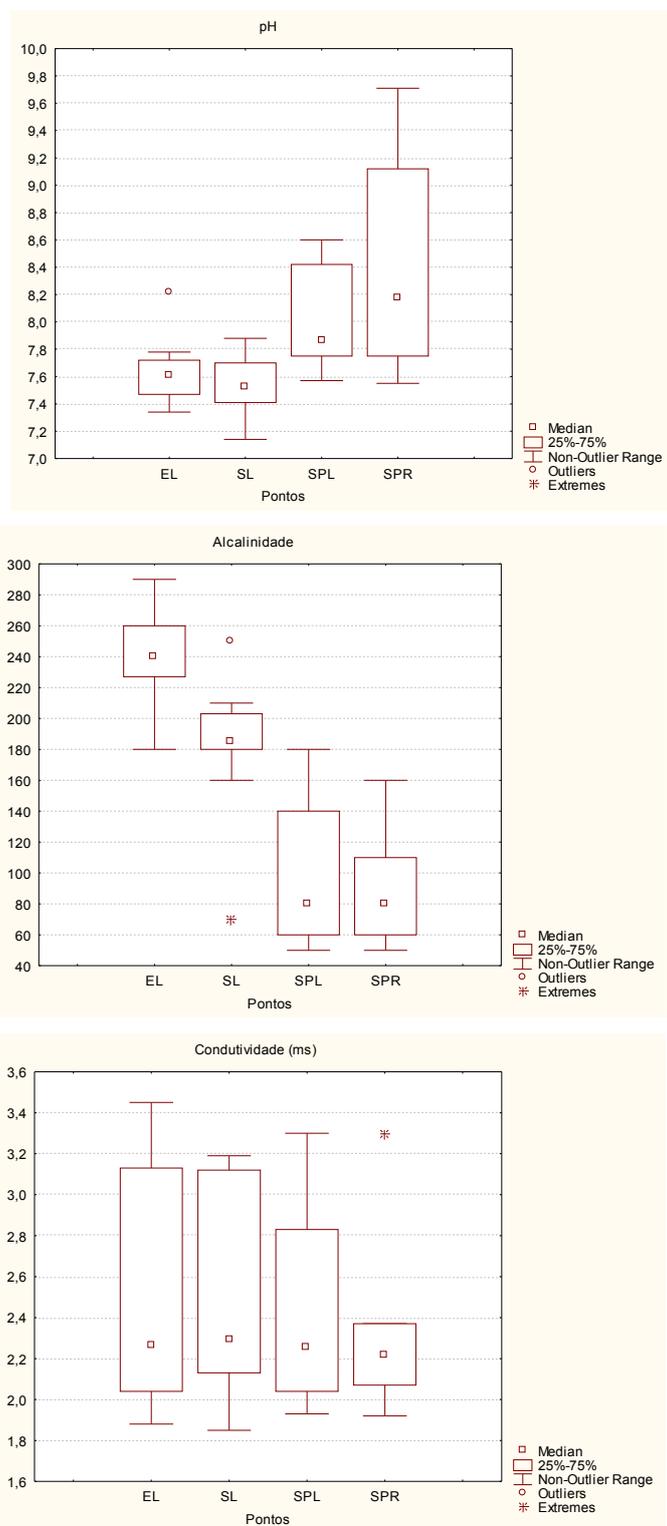


Figura 25. Distribuição dos valores de pH, Alcalinidade e Condutividade ao longo do Experimento 1

A concentração de íons hidrogênio ou pH, influencia muitas transformações bioquímicas, pois ela afeta o equilíbrio das formas de ácidos e bases ionizadas e não ionizadas, além de controlar a solubilidade de muitos gases e sólidos (Knight, 1996). Muitas bactérias somente sobrevivem em ambientes com pH entre 4,0 e 9,5, sendo que as bactérias desnitrificantes preferem ambientes cujo pH encontra-se na faixa entre 6,5 e 7,5, por outro lado as nitrificantes preferem pH igual ou superior a 7,2 (Metcalf e Eddy, 1991).

No experimento 1, os valores médios de pH foram de 7.62, 7.52, 8.03 e 8.43 para EL, SL, SPL e SPR, respectivamente. Cabe ressaltar que houve um aumento significativo nos tanques de peixes com valores entre 8.0 e 8.4, devido à alta quantidade de algas presente nos mesmos. Levando em conta a alcalinidade, houve um decréscimo significativo nos tanques de peixes, considerando que os valores na entrada dos tanques variaram entre 181.8 a 211.0 mg/L e na saída, obteve-se valores entre 83.8 e 95.0 mg/L. Esse fato indica que devido à aeração constante, ocorreu o processo de nitrificação, diminuindo a quantidade de amônia, aumentando a quantidade de nitrato, o que diminui a alcalinidade (Abreu *et al.*, 2000).

Em relação à condutividade, Strano (1986) afirma que as macrófitas aquáticas são responsáveis por um aumento em 50 e 300% na água quantidade de água evaporada, comprando-se com uma lagoa sem macrófitas. De acordo com Uehara e Vidal (1989), a evaporação intensa de uma lagoa de estabilização pode levar a um aumento na salinidade com efeitos prejudiciais aos microrganismos e ao equilíbrio biológico, mas consideram que os dados disponíveis no Brasil demonstram que a influência da evaporação pode ser considerada desprezível. Sendo assim, no presente estudo nota-se pouca variação da condutividade na entrada e na saída do sistema de lemnáceas, indicando pouca variação na concentração de sais do efluente

Os valores médios de oxigênio dissolvido obtidos ao longo do experimento são mostrados na Figura 29 e são os seguintes: 1.35, 0.88, 8.1 e 8.7 mg/L.

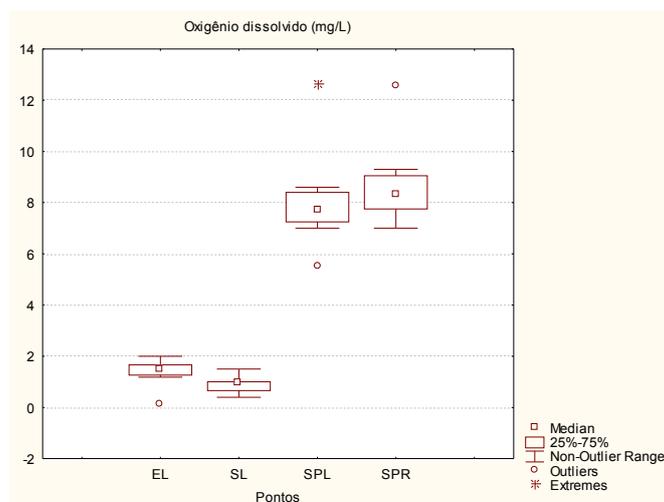


Figura 26. Distribuição dos valores de Oxigênio dissolvido ao longo do Experimento 1.

Considerando o oxigênio dissolvido, observa-se que as concentrações médias na entrada e na saída do Sistema de tratamento com lemnáceas foram de 1,3 e 0,8 mg/L respectivamente.

Segundo Chaipratat *et al.* (2003), a principal função das lemnáceas em sistemas de tratamento secundário e terciário é a recuperação de nutrientes, mas deve-se considerar que as plantas formam uma manta na superfície da água, inibindo a entrada de oxigênio na massa líquida, tanto por difusão, quanto pela produção pelo fitoplâncton, necessitando de sistemas de pós-aeração. Devido a esse fato, foi imprescindível a utilização da aeração para os tanques de peixes.

A temperatura média registrada ao longo do experimento 1 foi de 23.5°C. Vale ressaltar que no mês de Outubro, a temperatura média registrada foi mais baixa, sendo de 20.7°C. Essa variável influencia no consumo de alimento pelos peixes, remoção de poluentes pelas lemnas e produção de biomassa.

As Figuras 27 e 28 mostram os dados climáticos registrados durante o período experimental e a Tabela 9 mostra os dados climáticos médios obtidos durante o experimento 1.

Tabela 9. Dados climatológicos médios registrados durante o experimento 1.

Meses	Dados climatológicos				
	Evaporação (mL)	Insolação (h)	Precipitação (mm)	Temperatura Média (°C)	Umidade do ar (%)
Outubro	110.1	156.6	95.6	20.7	77.2
Novembro	99.7	143.6	242.4	21.5	79.1
Dezembro	130.3	205.4	83.7	25.0	75.3
Janeiro	138.4	200.0	87.3	25.2	74.9
Fevereiro	106.2	176.0	140.1	25.1	76.9

5.1.2. Análise descritiva e perfil das variáveis físico-químicas

- Sólidos Totais, Sólidos Totais Fixos, Sólidos Totais Voláteis e Sólidos Suspensos

Os sólidos podem ser classificados de acordo com seu tamanho e estado, suas características químicas e sua decantabilidade (Von Sperling, 1996). Os sólidos totais são os sólidos dissolvidos, sólidos em suspensão e sólidos coloidais. Os sólidos totais fixos representam a matéria inorgânica e mineral ao passo que os sólidos totais voláteis representam uma estimativa da matéria orgânica.

No presente estudo os resultados médios de Sólidos Totais foram de 1651, 1543, 1550 e 1468 mg/L para os quatro pontos analisados. Considerando os Sólidos Totais Fixos, os resultados em EL, SL, SPL e SPR foram de 1350, 1328, 1286 e 1221 mg/L. Levando em conta os Sólidos Totais Voláteis, os valores foram de 295, 200, 245 e 247 mg/L. Quanto aos Sólidos Suspensos, os valores médios obtidos foram de 56.0, 17.1, 34.8 e 61.0 mg/L nos quatro pontos. As Figuras 32, 33, 34 e 35 mostram a análise descritiva e o comportamento dessas variáveis ao longo do período experimental.

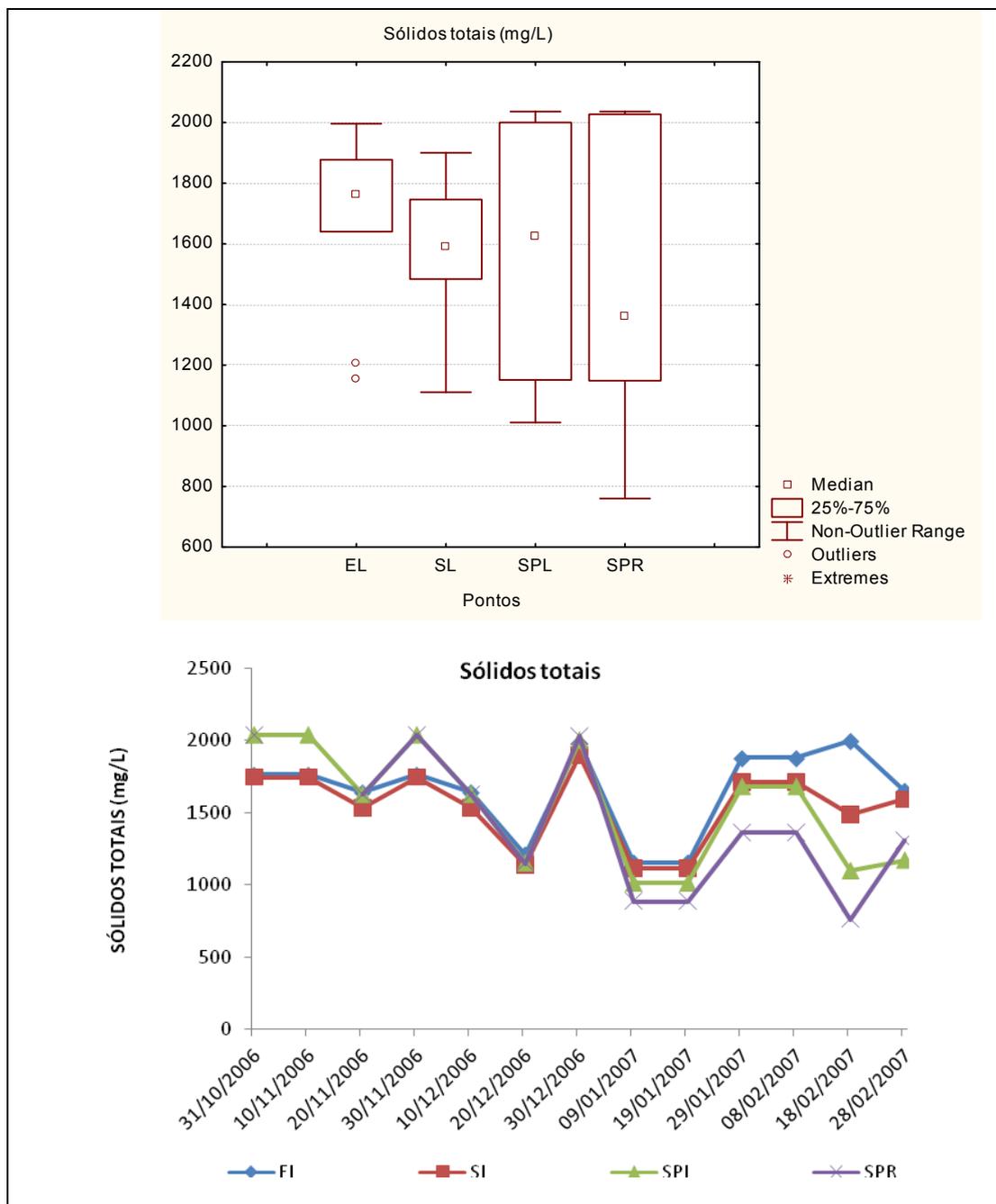


Figura 29. Distribuição dos valores de Sólidos Totais e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 1.

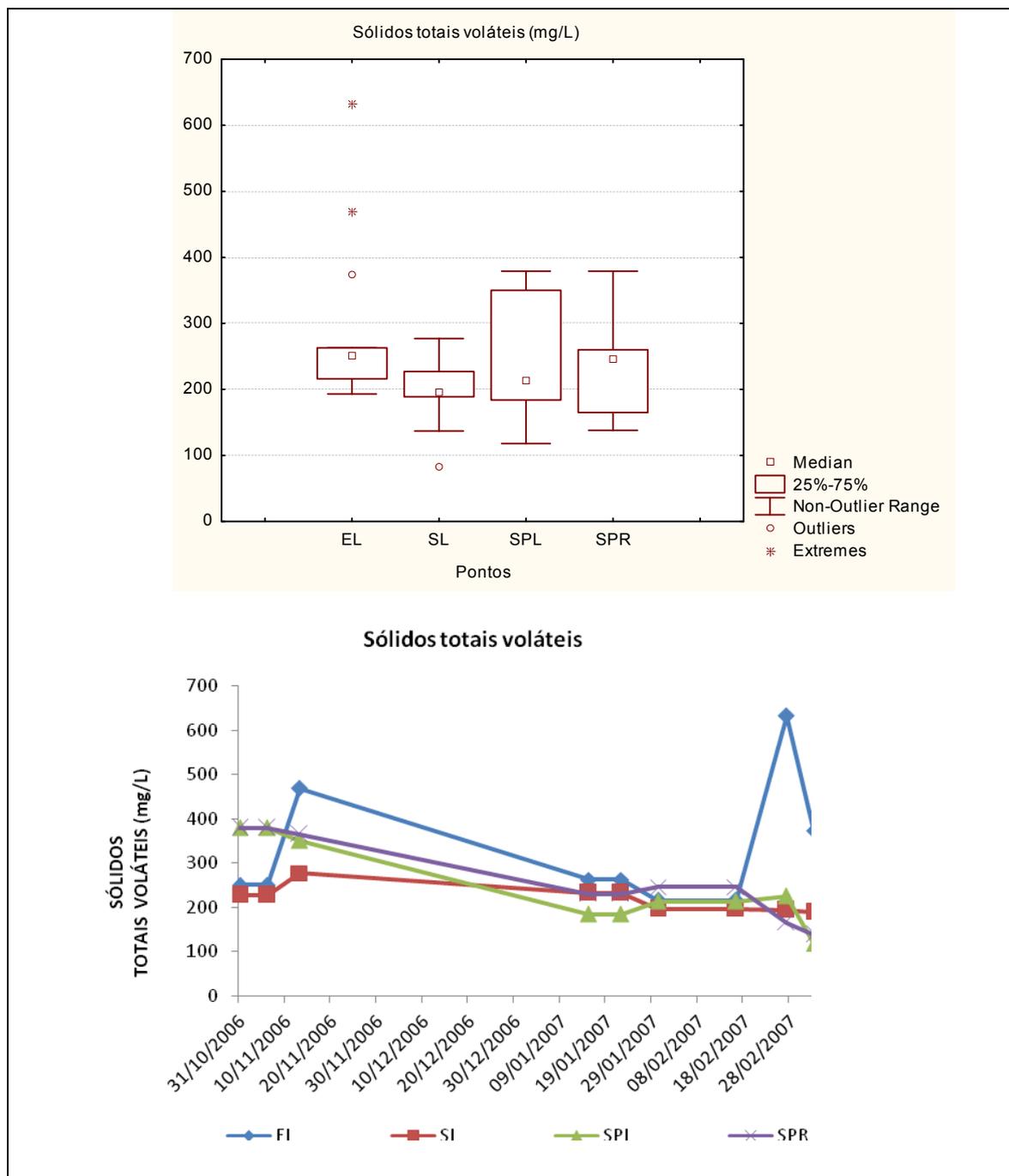


Figura 30. Distribuição dos valores de Sólidos Totais Voláteis e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 1.

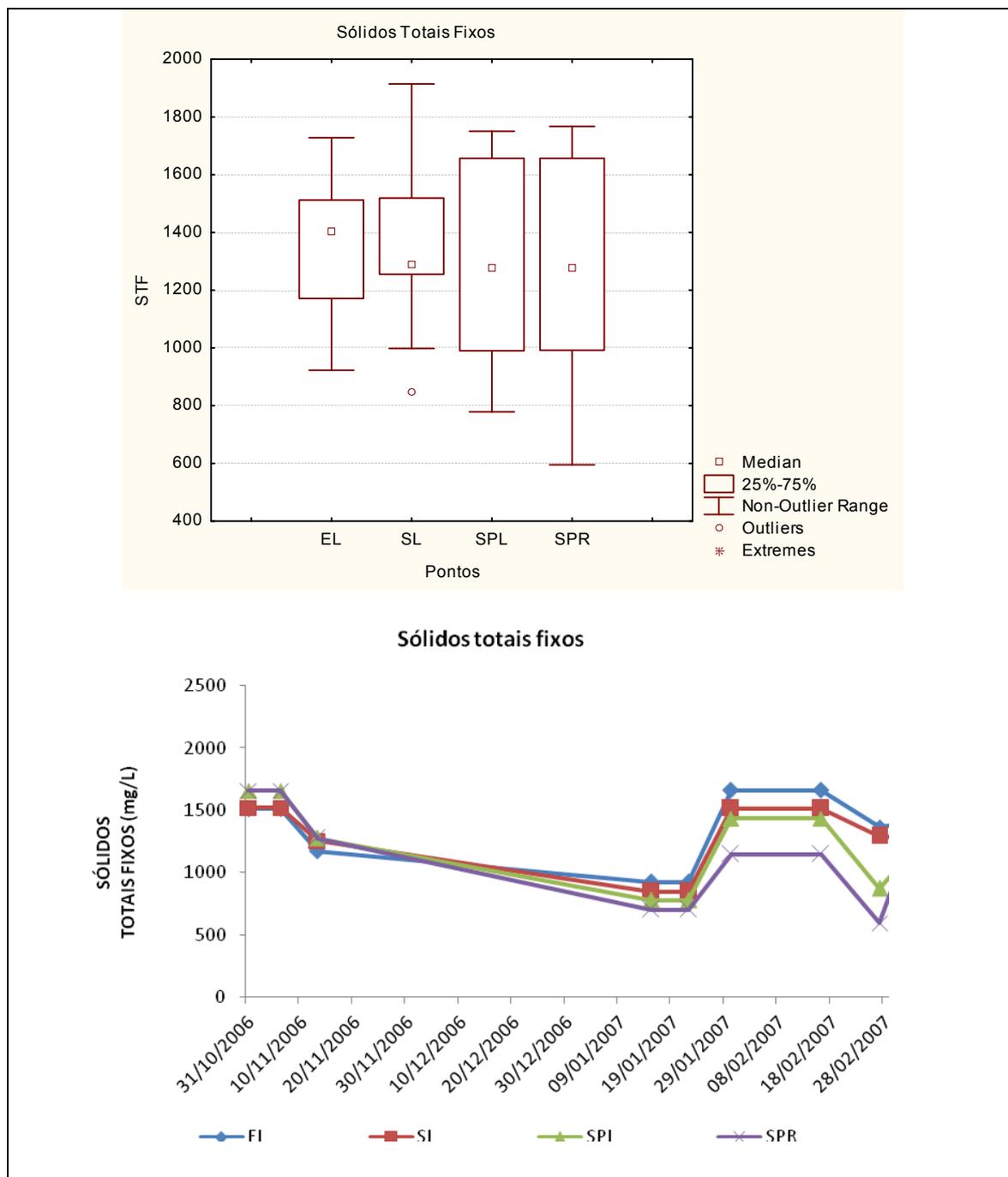


Figura 31. Distribuição dos valores de Sólidos Totais Fixos e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 1.

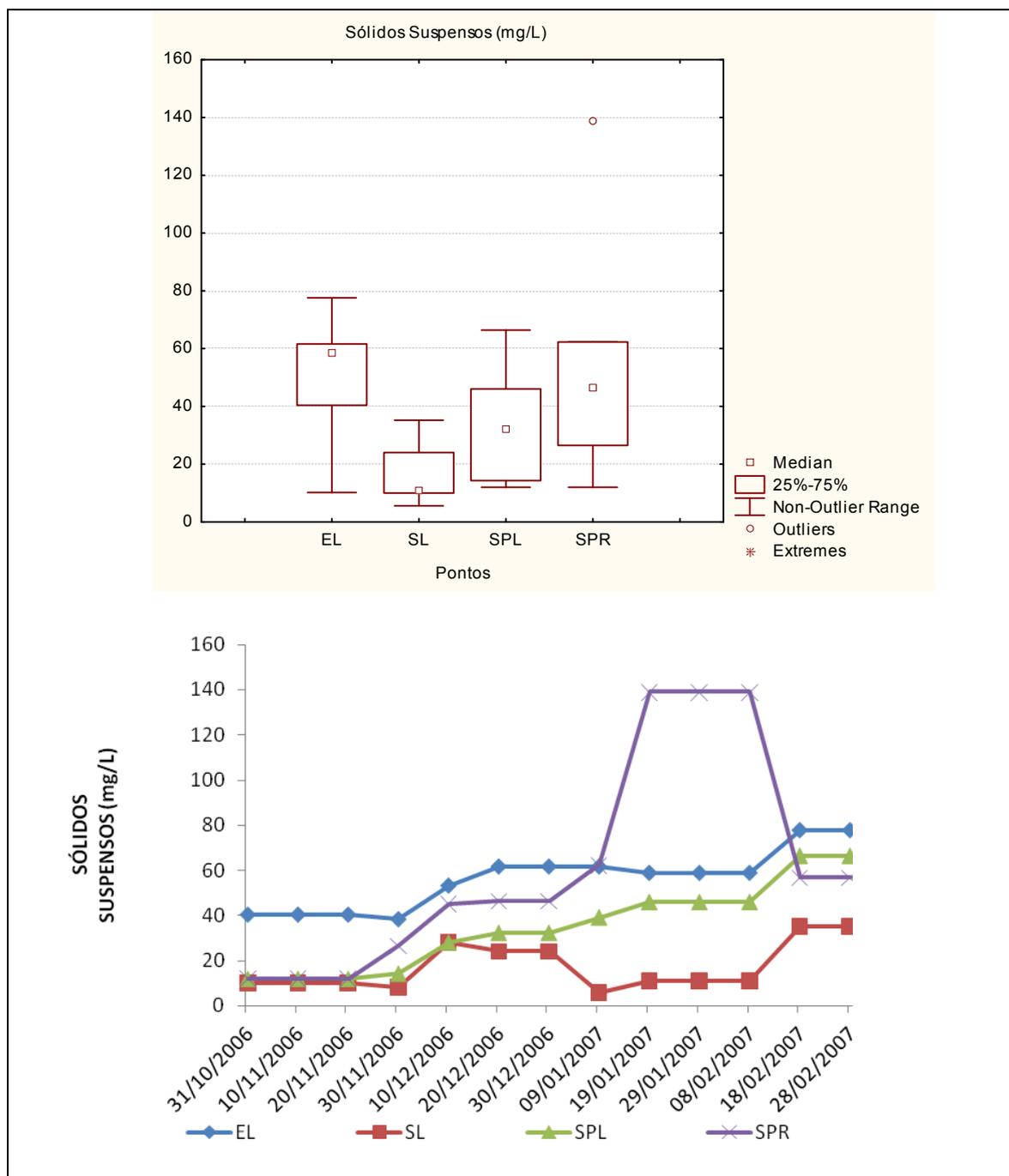


Figura 32. Distribuição dos valores de Sólidos Suspensos e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 1.

- Demanda Química de Oxigênio Total e Solúvel

Os dados médios de DQO total obtidos nos quatro pontos foram 157.4, 75.0, 97.7 e 102.5 mg/L. Para a DQO solúvel, os dados foram de 101.7, 109.0, 66.4 e 68.5 mg/L. As Figuras 36 e 37 mostram a análise descritiva e o comportamento dessas variáveis ao longo do período experimental.

- Série Nitrogenada

Os dados médios obtidos para a amônia nos quatro pontos foram 32.5, 17.2, 8.1 e 4.2 mg/L. Para o nitrito os valores obtidos foram: 0.09, 0.47, 1.6 e 1.2 mg/L. Os dados de nitrato foram os seguintes: 0.47, 2.05, 3.72, 4.04 mg/L.

Nas análises de NTK, obteve-se valores médios de 32.8, 21.0, 9.4 e 9.2 mg/L para os quatro pontos. As Figuras 33, 34, 35 e 36 mostram as análises descritivas e perfis dessas variáveis durante o experimento. A Figura 42 mostra o balanço das formas de nitrogênio como um todo.

- Fosfato, Turbidez e Clorofila “a”

Os dados de fosfato obtidos foram 11.5, 5.5, 5.4 e 4.9 µg/L nos quatro pontos. Os valores médios de Turbidez obtidos foram de 105.0, 9.6, 17.0 e 17.5 U.N.T. e para a Clorofila, os dados médios registrados foram de 0.07, 0.01, 0.04 e 0.06 µg/L. As Figuras 37, 38 e 39 mostram as análises descritivas e os perfis dessas variáveis ao longo do período experimental.

- Coliformes totais e *E. coli*

Considerando os coliformes totais e os dados médios obtidos nos quatro pontos avaliados foram: 1,07E+07, 3,37E+05, 2,75E+04 e 5,07E+04 Indivíduos/L. Para *E. coli*, os dados foram de 2,48E+03, 1,22E+03, 8,20E+02 e 8,20E+02. As Figuras 40 e 41 mostram as análises descritivas e perfis dos Coliformes totais e *E. coli* ao longo do período experimental.

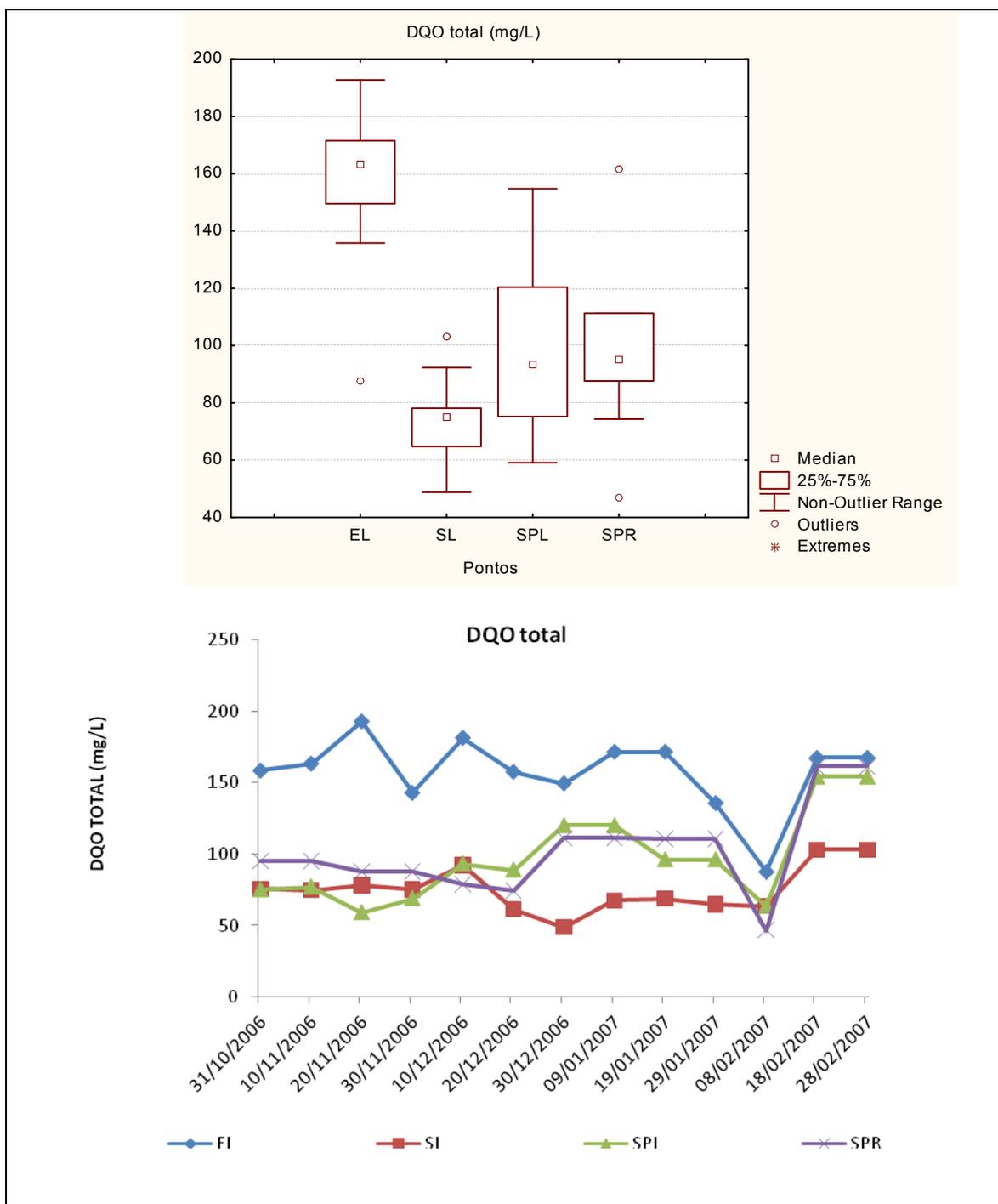


Figura 33. Distribuição dos valores de DQO total e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 1.

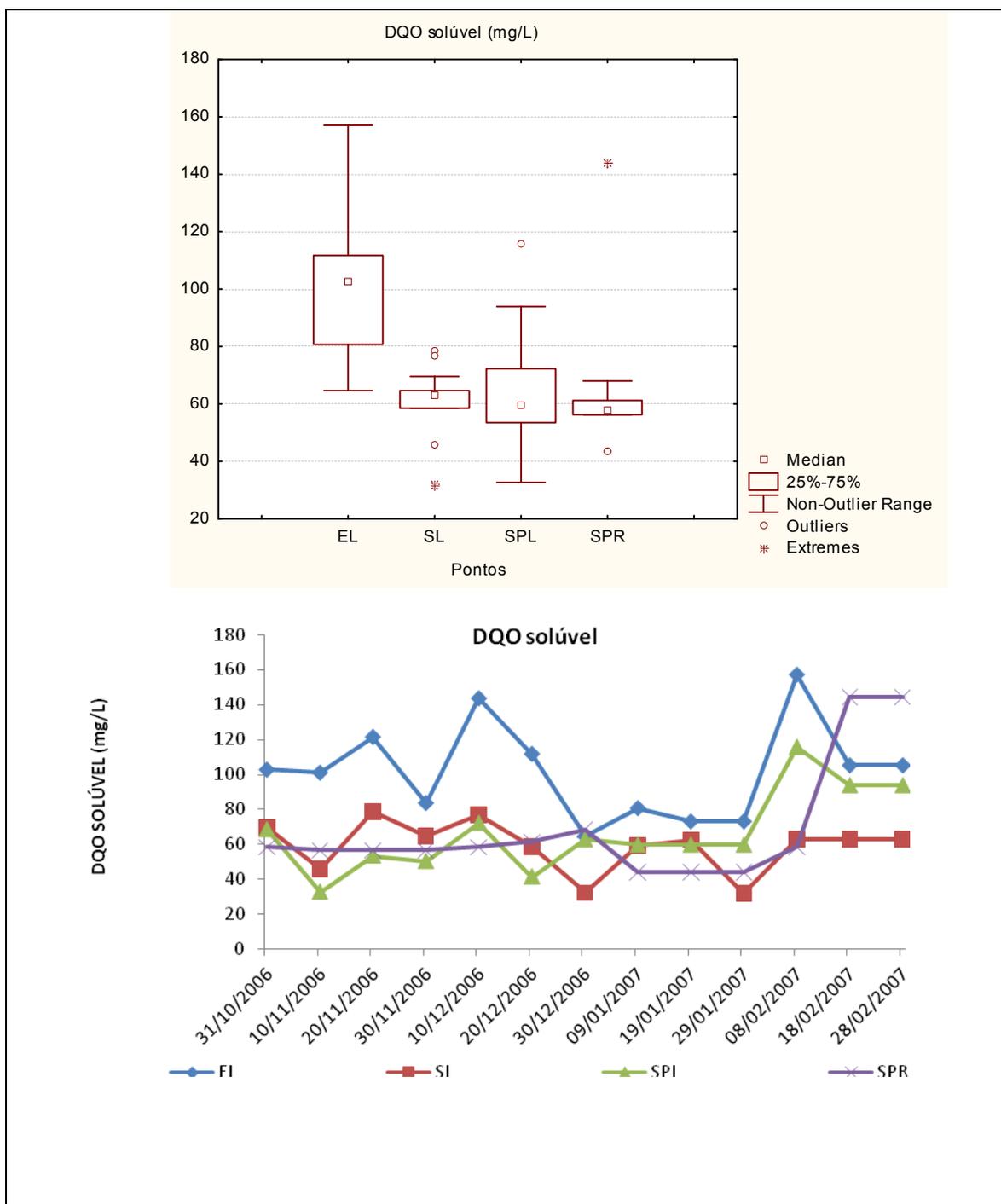


Figura 34. Distribuição dos valores de DQO solúvel e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 1.

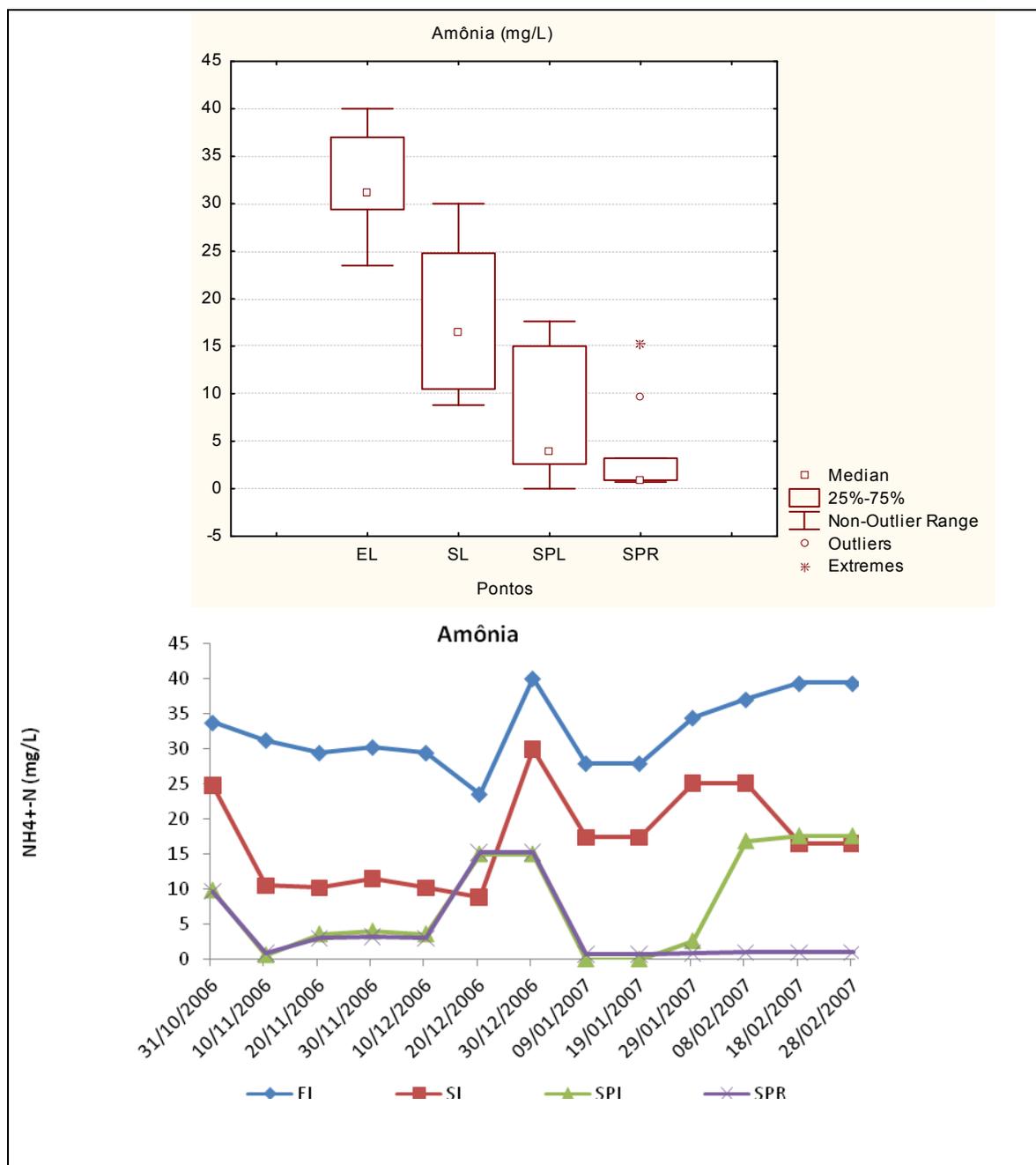


Figura 35. Distribuição dos valores de Amônia e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 1.

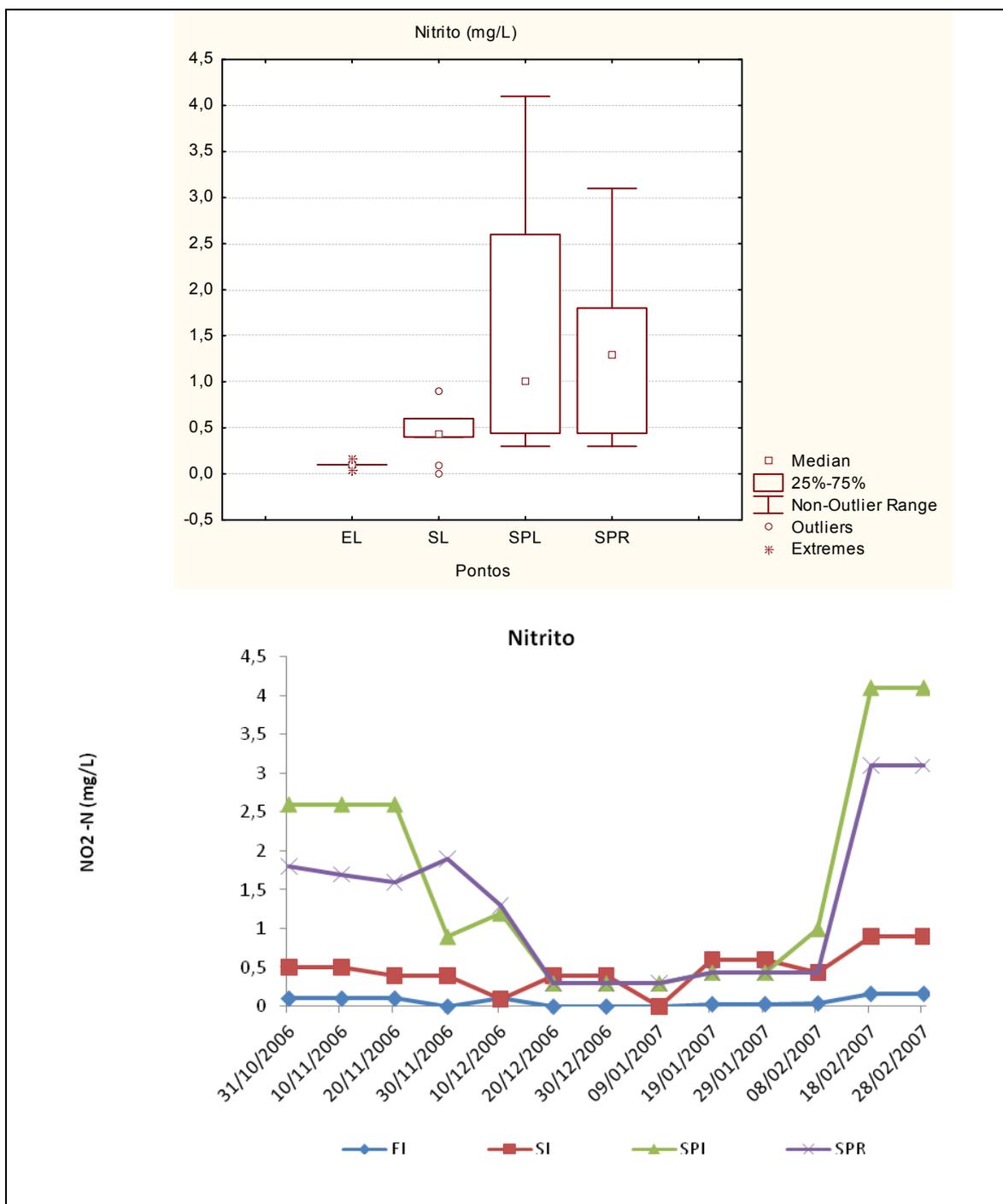


Figura 36. Distribuição dos valores de Nitrito e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 1.

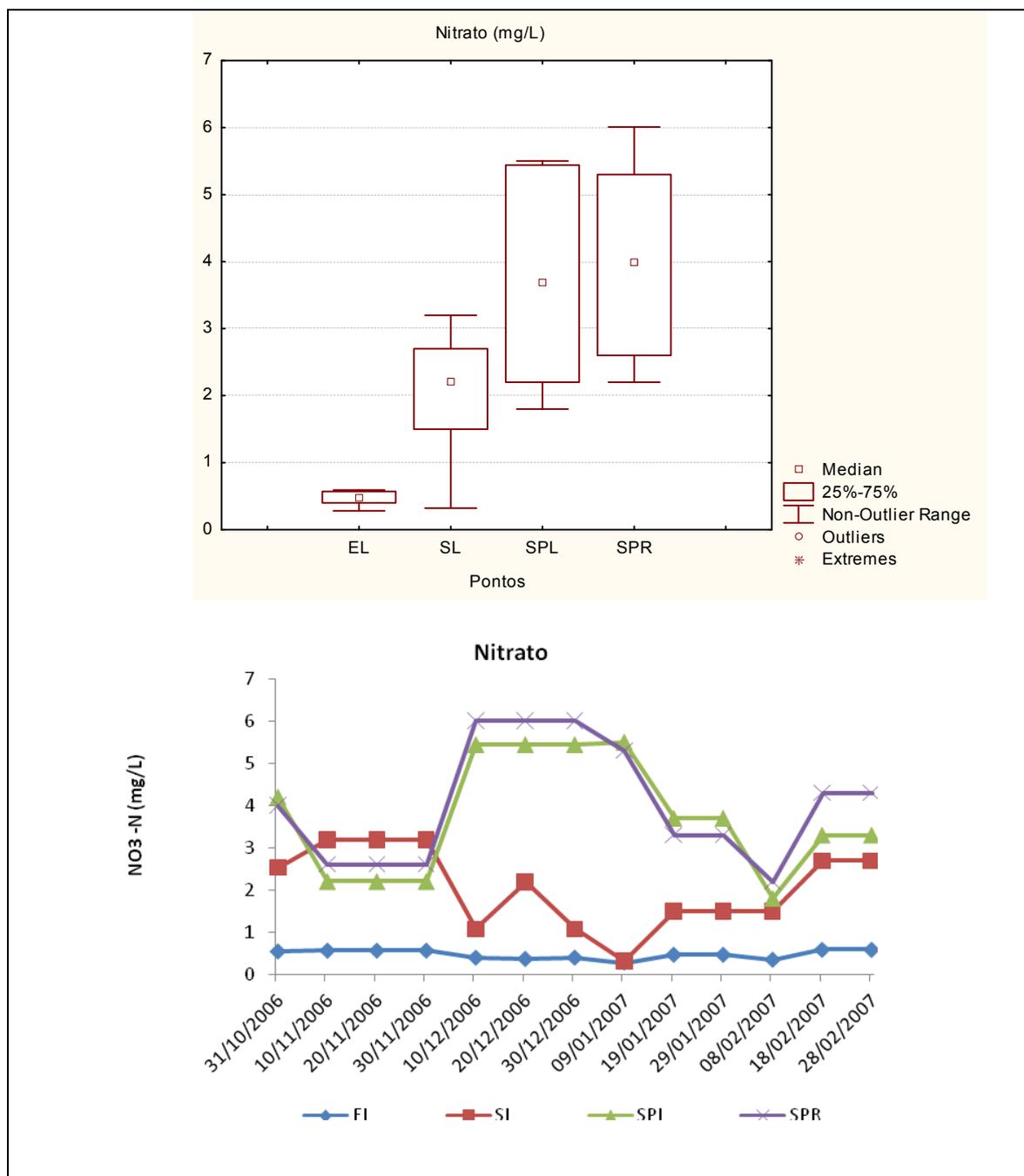


Figura 37. Distribuição dos valores de Nitrato e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 1.

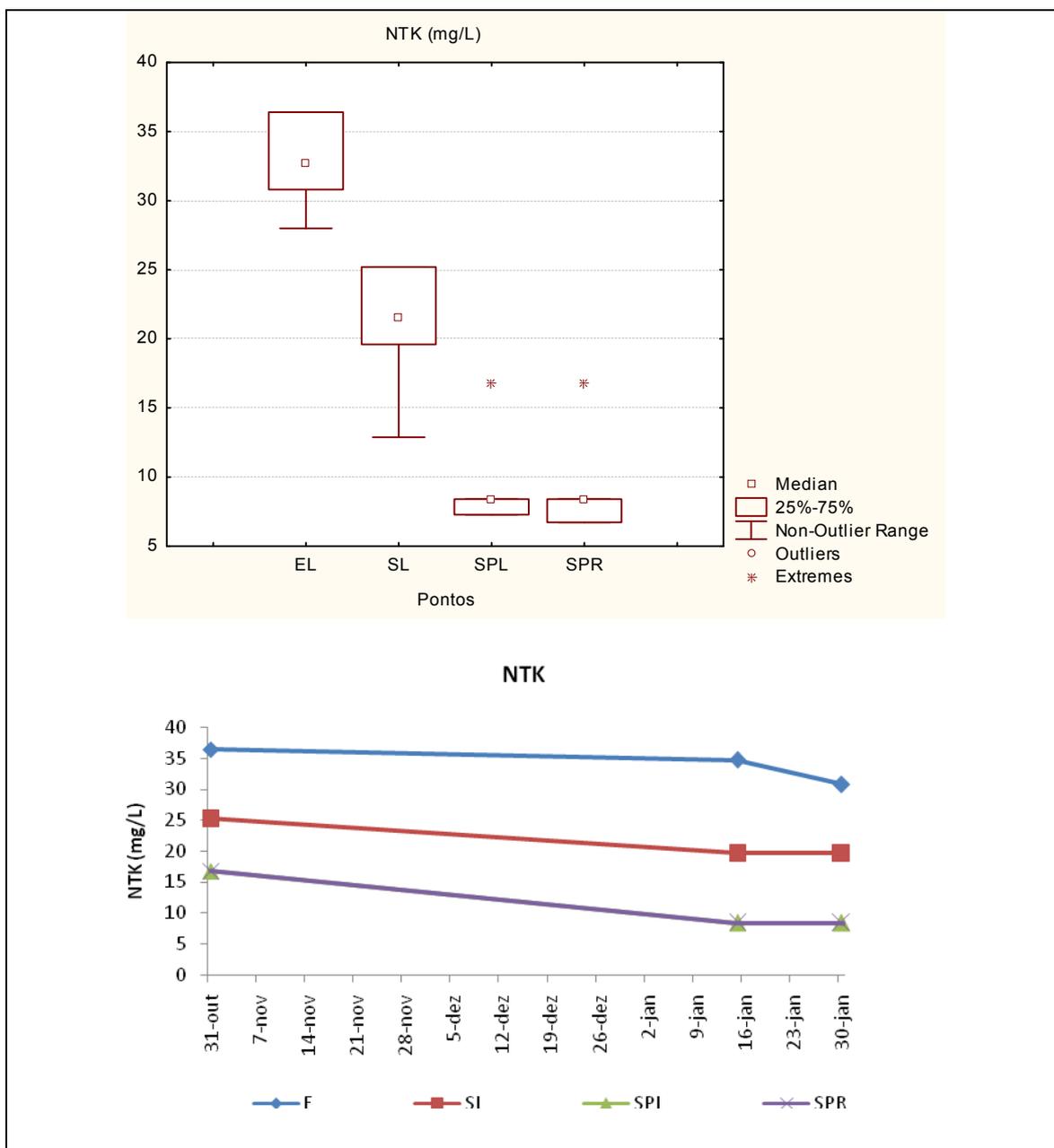


Figura 38. Distribuição dos valores de NTK e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 1.

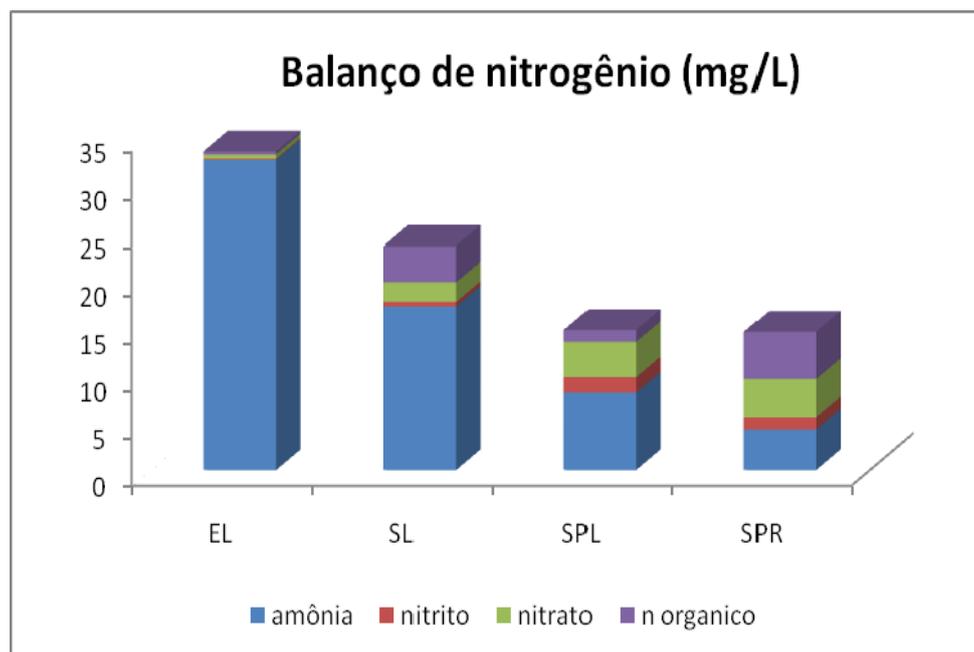


Figura 39. Balanço das formas de nitrogênio ao longo do Experimento 1.

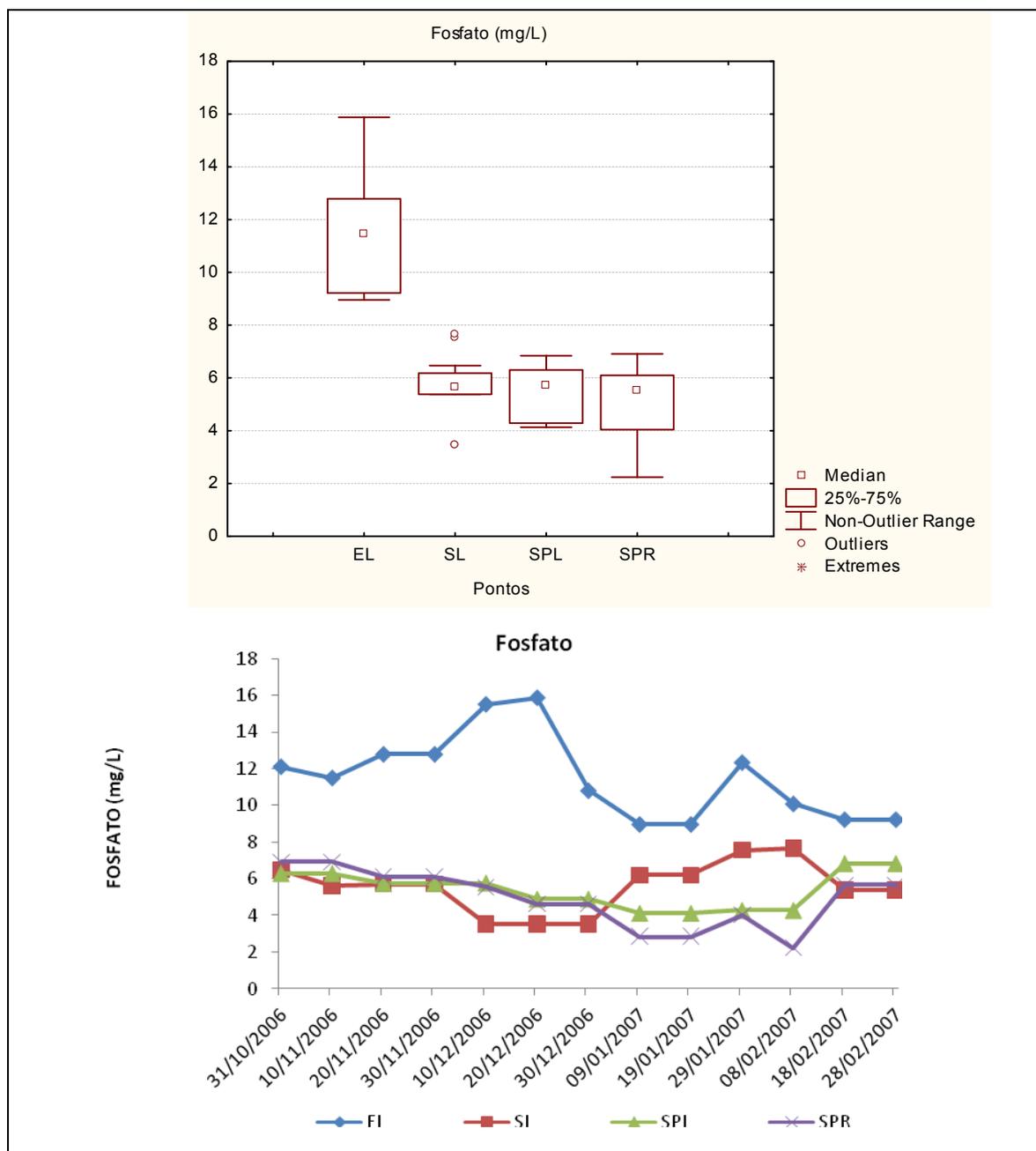


Figura 40. Distribuição dos valores de Fosfato e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 1.

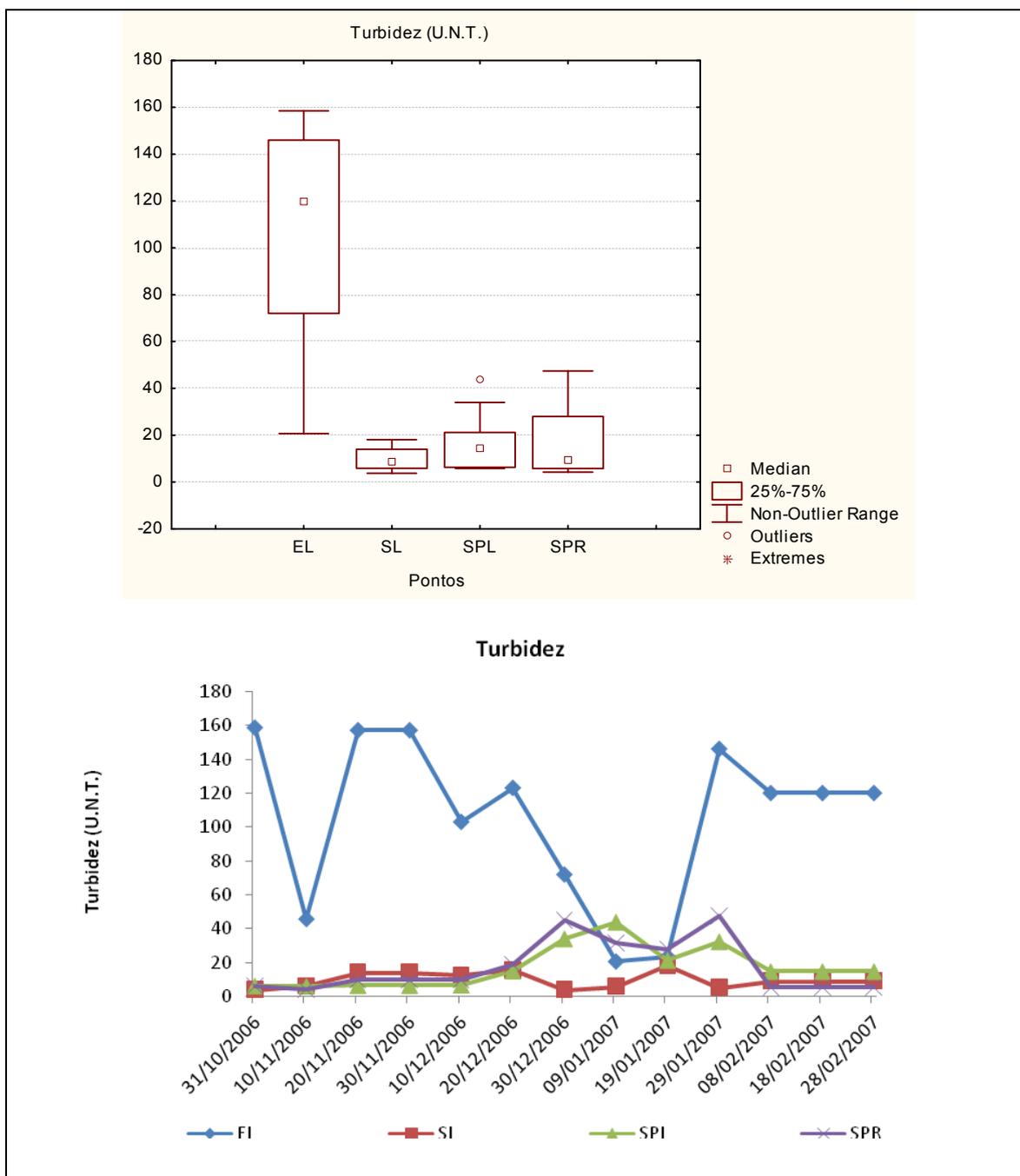


Figura 41. Distribuição dos valores de Turbidez e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 1.

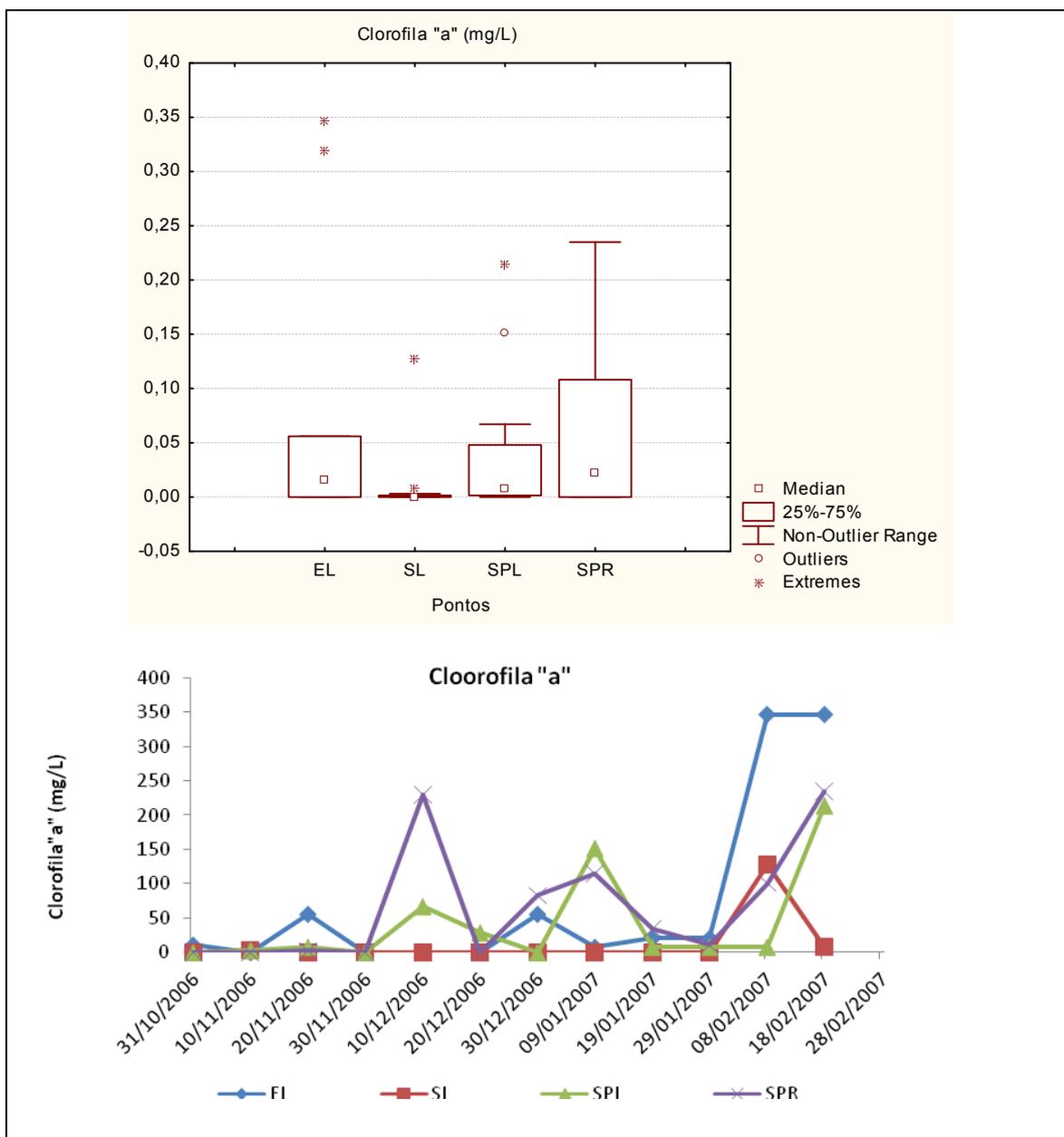


Figura 42. Distribuição dos valores de Clorofila "a" e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 1.

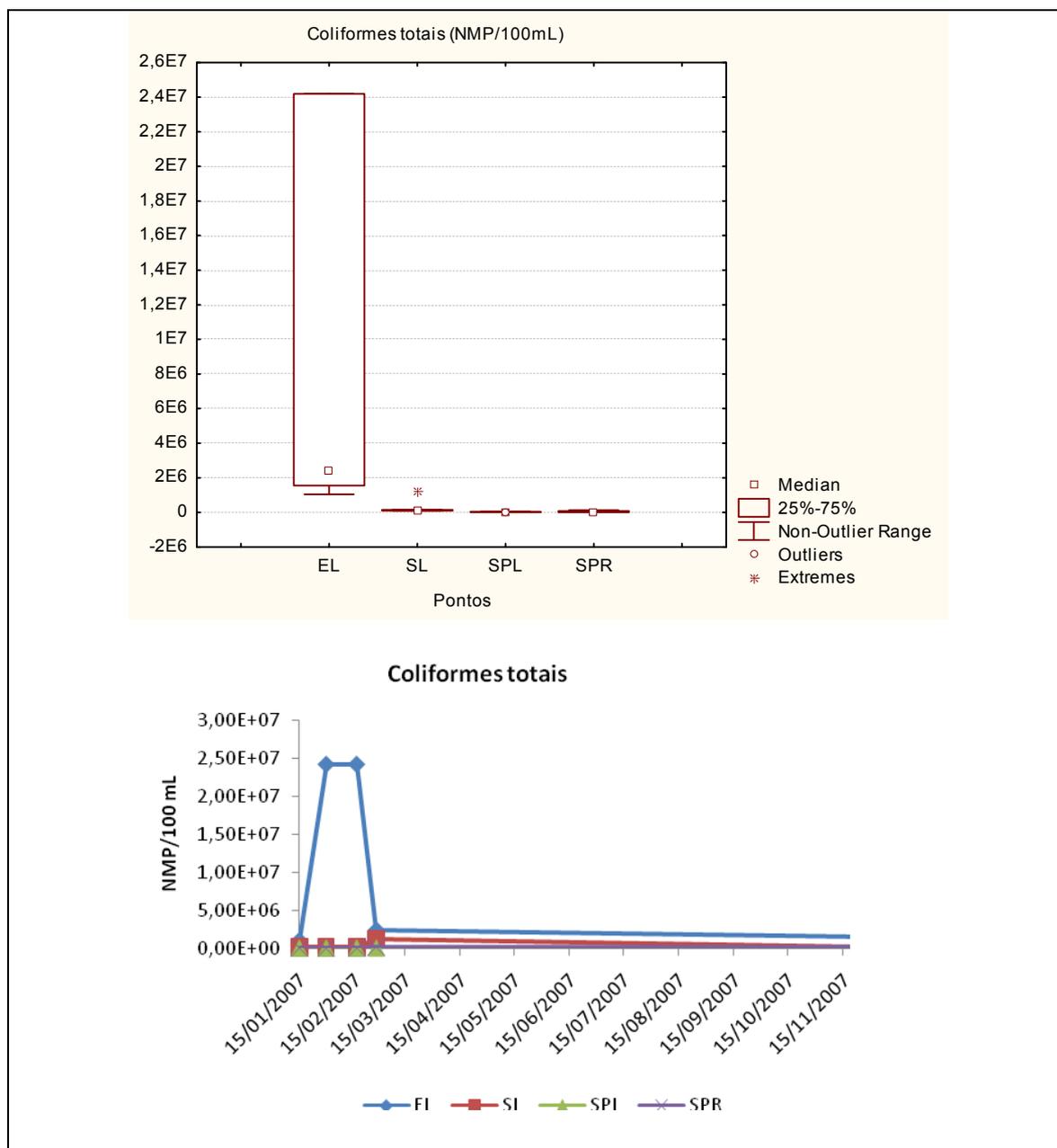


Figura 43. Distribuição dos valores de Coliformes Totais e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 1.

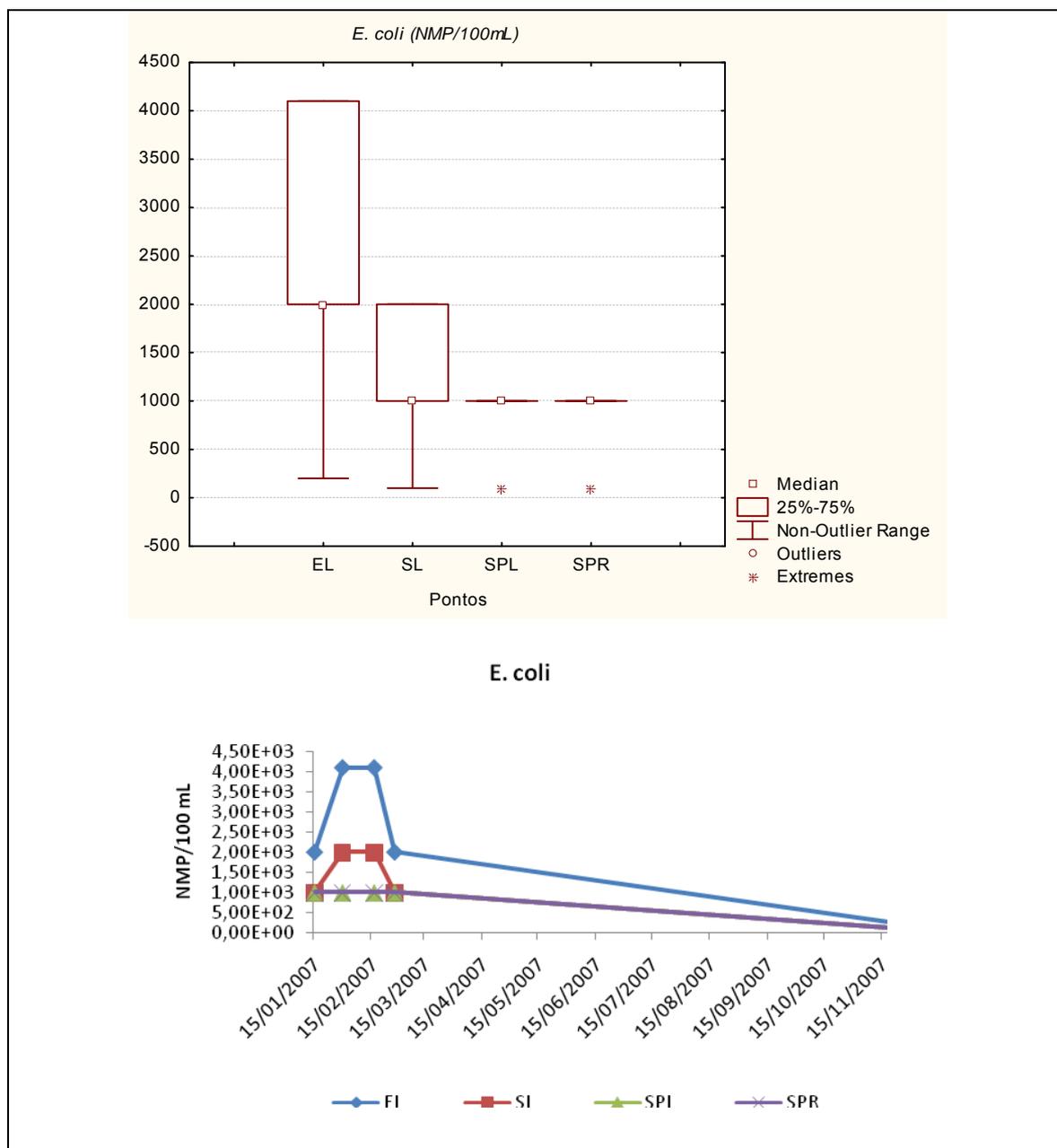


Figura 44. Distribuição dos valores de *E. coli* e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 1.

5.1.3. Eficiência de remoção e comportamento das variáveis físico-químicas do Sistema de reúso piloto

As variáveis analisadas e as eficiências de remoção obtidas no Sistema de Reúso Piloto (Sistema de Tratamento com Lemnáceas - SL e Tanques de Cultivo de Peixes alimentados com lemnas secas - SPL e ração comercial - SPR) durante o período de Outubro de 2006 a Março de 2007 são mostradas na tabela 10, 11, 12 e 13.

Como podem ser observadas nas tabelas citadas, as eficiências de remoção das lemnáceas, dos tanques de peixes alimentados com lemnas secas e dos tanques de peixes alimentados com ração comercial foram analisadas separadamente. De um modo geral, nota-se que ocorre uma diminuição da concentração das variáveis na saída do tanque de lemnas.

Para o parâmetro Turbidez, a eficiência de remoção para os três pontos analisados (SL, SPL e SPR) foi de 90.3, 82.0 e 66.6%. A DQO total também seguiu a mesma tendência, sendo que os dados médios de remoção registrados foram de 52.0, 37.9 e 34% e para a DQO solúvel, esses valores foram de 42.0, 34.7 e 32.2%.

Considerando a série nitrogenada, ocorreu uma diminuição gradual da amônia no sistema de lemnáceas e nos tanques de peixes, sendo encontradas eficiências de remoção de 42.0, 74.8 e 86.8% para os três pontos. Houve um incremento de nitrito e nitrato nos três pontos, ocorrendo uma eficiência de remoção negativa, demonstrados nas Tabelas 14, 15 e 16.

Levando em conta a variável Fósforo, observaram-se eficiências de remoção de 51.8, 51.6 e 60,5%, respectivamente.

Na série de sólidos as eficiências de remoção foram bem variadas, mas geralmente baixas. Para os sólidos totais, os valores médios obtidos foram de 6.2, 6.0 e 10,9% para os três pontos. As eficiências para Sólidos totais fixos foram de 1.8, 5.0 e 9,7% e para os Sólidos totais voláteis esses valores foram de 26.1, 8.4 e -3.8%, respectivamente. Para os Sólidos Suspensos, a remoção no sistema de tratamento com lemnáceas foi relativamente alta, sendo 67,2%, mas devido ao

aumento da quantidade de algas nos tanques de peixes, a remoção diminuiu para 41,3 e 4,9% em SPL e SPR.

A remoção da Clorofila no Sistema de tratamento com lemnáceas foi de quase 100%. Entretanto, houve um incremento dessa variável nos tanques de peixes, devido à grande quantidade de algas presente e uma conseqüente remoção negativa expressa em vermelho nas tabelas.

Os valores médios de remoção de Coliformes totais para os três pontos foram 83,7, 82,8 e 97,4%. Para a *E. coli*, as eficiências de remoção médias foram de 50,4 para o sistema de lemnáceas e 66,9% para ambos os tanques de peixes.

Tabela 10. Valores médios, desvio-padrão e eficiência de remoção das variáveis analisadas no Sistema de Tratamento com Lemnáceas no período de Outubro de 2006 a Março de 2007 (n=26).

Variável	Entrada Lemnas (EL)	Saída Lemnas (SL)	Eficiência de remoção Lemnas (%)
Turbidez	96,9±53,2	9,37±5,1	90,3
DQO total (mg/L)	157,45±27,1	75,09±16,1	52,3
DQO solúvel (mg/L)	101,78±26,1	59,06±14,7	42,0
NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	32,55±5,1	17,23±7,0	47,0
NO ₂ ⁻ -N (mg/L)	0,06±0,05	0,47±0,25	-
NO ₃ ⁻ -N (mg/L)	0,48±0,1	2,06±0,9	-
NTK (mg/L)	32,8±3,4	21,0±4,7	36,1
P-PO ₄ ³⁺ (mg/L)	11,55±2,3	5,56±1,3	51,8
Sólidos Totais (mg/L)	1632,07±293,6	1522,0±266,7	6,2
Sólidos Totais Fixos (mg/L)	1350,6±282,5	1328,8±303,8	1,8
Sólidos Totais Voláteis (mg/L)	295,6±105,2	200,15±49,9	26,1
Sólidos Suspensos (mg/L)	56,14±18,1	17,10±10,6	67,2
Coliformes Totais (#/100ml)	1,97E+06 6,29	3,37E+05 5,52	83,7
<i>E. coli</i> (#/100ml) Log(10)	2,48E+03 3,39	1,22E+03 3,08	50,4
Clorofila "a" (mg/L)	0,167±0,47	0,01±0,03	99,9

5.1.4. Desempenho do sistema de lemnáceas na remoção de poluentes - Turbidez

A eficiência de remoção das lemnáceas é fortemente influenciada pelas condições climáticas. Segundo Landolt e Kandeler (1987), essas plantas adaptam-se às mais variadas condições climáticas, mas crescem com mais rapidez em climas amenos e ensolarados.

Considerando a turbidez, obteve-se uma eficiência média de 90,3% durante o período experimental.

Segundo a CETESB (2008), a turbidez de uma amostra de água é o grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessá-la (e esta redução se dá por absorção e espalhamento, uma vez que as partículas que provocam turbidez nas águas são maiores que o comprimento de onda da luz branca), devido à presença de sólidos em suspensão, tais como partículas inorgânicas (areia, silte, argila) e de detritos orgânicos, algas e bactérias, plâncton em geral, etc.

Em outros estudos realizados por Ran *et al.* (2004) utilizando lemnáceas no tratamento de efluente doméstico, obteve-se uma eficiência de remoção da turbidez de 51% em 4 dias, para um efluente com uma concentração de DQO inicial de 298,2 mg.L⁻¹. Tavares *et al.* (2008), utilizaram lemnas no tratamento terciário de dejetos suínos, e obtiveram uma remoção da turbidez de 65,06% aos 7 dias de retenção(DQO inicial de 400mg.L-1).

- DQO total e solúvel

No que se relaciona à DQO total e solúvel, a remoção média apresentada pelas lemnáceas foi 52.3% para a DQO total e de 42.0% para a DQO solúvel em um TRH de 4 dias.

Maia (2008) obteve remoções de DQO total, DQO solúvel relativamente baixas em sistemas com lemnáceas, sendo de 22.7 e 20.7, respectivamente, sob um TRH de 10 dias. A autora afirma que as temperaturas baixas registradas durante o experimento podem ter influenciado negativamente na remoção desses parâmetros. Entretanto, El – Shafai *et al.*(2007), não observaram diferença significativa na remoção de DQO ($p \geq 0,05$), durante o inverno e o verão, 72% e

64% para as duas estações citadas em um TRH de 15 dias. Paralelamente, Benjawan e Koottatep (2007), demonstraram eficiências semelhantes de 71% em 16 dias de retenção.

Em um estudo realizado por Oron *et al.* (1987), observou-se uma eficiência de remoção de 66,5% em 5 dias e 73,4% em 10 dias, utilizando *Lemna gibba* no tratamento de esgoto doméstico (DQO de 500 a 750mg.L⁻¹). Tavares *et al.*(2008), trabalharam com lemnáceas para o tratamento de dejetos suínos em regime de batelada, obtendo eficiências de remoção de 60.17, 73.38 e 94.89% aos 7, 14 e 21 dias de retenção. Polisel (2005) obteve uma remoção de 21.5% em dois dias, utilizando lemnáceas no tratamento terciário de esgoto doméstico.

Ghangrekar *et al.* (2007), trabalharam com esgoto tratado para a aquicultura e afirmam que a concentração de DQO aceitável para prática aquícolas é de no máximo 50 mg/L. No experimento 1, o sistema de lemnáceas não conseguiu atingir uma eficiência suficiente, apresentando valores de DQO total de 75.9 mg/L.

Segundo Al-Nozaily *et al.* (2000), as raízes das lemnáceas servem de substrato para o crescimento de bactérias que auxiliam na degradação da matéria orgânica. Nesse tipo de sistema, a matéria orgânica é primeiramente removida através de processos aeróbios, com a oxidação da mesma por bactérias heterotróficas. Para tal, é necessária a difusão de oxigênio para as raízes das plantas. Rao (1986) afirma que as macrófitas aquáticas agem como biofiltros, favorecendo a fixação e crescimento de bactérias heterotróficas. Sendo assim, a remoção em excesso das plantas e a diminuição do tempo de retenção pode prejudicar a eficiência de remoção da matéria orgânica em sistemas com lemnáceas.

- Série nitrogenada e Fósforo

As remoções médias da amônia e NTK no experimento 1 foram de 47% e 36.1, respectivamente.

Em um trabalho realizado por El- Shafai *et al.* (2007), confirma-se esta afirmação através de análises estatísticas comparativas realizadas com os dados

de remoção de nutrientes obtidos no verão e inverno. Os autores afirmam que as eficiências de remoção de amônia e NTK durante o verão foram de 98% e 80% e no inverno esses valores sofreram um decréscimo, atingindo 44% e 45% para os mesmos parâmetros ($p < 0,01$).

Muitos trabalhos citados na literatura utilizaram lemnáceas no tratamento de esgoto doméstico, sendo que os resultados relacionados à dinâmica do Nitrogênio nesses sistemas são variados. No trabalho realizado por Polisel (2005), obteve-se uma remoção de 39.7% de nitrogênio amoniacal em 2 dias utilizando as lemnáceas no tratamento terciário do esgoto doméstico. Tavares *et al* (2008), obtiveram 52.9% de remoção em 7 dias de retenção no tratamento terciário de dejetos suínos.

Alaerts *et al.* (1996) obtiveram remoção de 320 mg N/m²/dia e Korner e Vermatt (1998) registraram eficiência de remoção de 73 a 97% em escala piloto (TRH de 3 dias), ressaltando que a profundidade e a quantidade de biomassa por volume de efluente tratado é relevante para o bom desempenho desses sistemas. Segundo Zimmo *et al.* (2003), sistemas de lemnáceas com profundidades de 30 a 65 cm resultam em maiores áreas superficiais por volume de efluente tratado. Dessa forma, ocorrerá um aumento nos processos de remoção de nitrogênio, devido à maior absorção pelas plantas. A lagoa de lemnáceas utilizada para o desenvolvimento do experimento 3 no presente estudo demonstrou o melhor desempenho na remoção de nitrogênio nos meses mais quentes, provavelmente devido à menor profundidade adotada (50 cm) e TRH maior (10 dias) que nos outro dois experimentos desenvolvidos.

Outro fator importante em sistemas de lemnáceas é a carga de nitrogênio aplicada. Benjawan e Koottatep (2007), testaram a aplicação de duas cargas distintas de nitrogênio em sistemas de lemnáceas e compararam as eficiências de remoção de compostos nitrogenados (TRH de 16 dias). A remoção média de Nitrogênio total, NTK e amônia foram de 75%, 89% e 92%, respectivamente sob uma carga aplicada de 1.3g/m²/dia. Com o aumento da carga para 3.3 g/m²/dia, os valores obtidos foram de 73%, 74% e 76%. Outro fator relevante observado pelos autores é o fato do aumento significativo da nitrificação-desnitrificação, com a

aplicação da maior carga (3.3 g/m²/dia). Paralelamente, não foi observado aumento na absorção de nutrientes pelas plantas com o aumento da carga de N, considerando que existe um limite para a absorção dos mesmos pelas plantas.

A utilização de lemnáceas na remoção de amônia de efluentes é considerada uma boa alternativa, pois o nutriente não é perdido e a biomassa gerada é rica em proteína (Oron *et al.*, 1988). Porém, deve-se ressaltar que além da absorção direta pela planta, também ocorrem processos de volatilização e desnitrificação, que são responsáveis pela maior remoção do nitrogênio presente no efluente (Vermatt e Hanif, 1998).

Zimmo *et al.* (2003), afirmam que em sistema com lemnáceas os processos de nitrificação e desnitrificação ocorrem em maior proporção que a volatilização. Aparentemente, a manta de lemnáceas formada na superfície não representa uma barreira física para a ocorrência da volatilização, porém, as plantas reduzem a superfície da água exposta à atmosfera. Além disso, os autores citam que apenas 1.5% do nitrogênio presente no sistema é removido através desse processo devido aos valores de pH geralmente encontrados, que não ultrapassam 8.0.

Entretanto, Zimmo *et al.* (2004) ressaltam que o processo de absorção pelas plantas é o principal mecanismo de remoção de nitrogênio em sistemas com lemnáceas. Os mesmos autores ainda afirmam que o processo de desnitrificação pode ocorrer em sistemas compostos por estas macrófitas na região das raízes ou nas paredes dos tanques onde existe a formação de um biofilme.

O fósforo, por sua vez, é removido em sistemas com lemnáceas através alguns mecanismos, tais como assimilação pelas plantas, precipitação, adsorção sobre partículas de argila e matéria orgânica. Segundo Iqbal (1999), a capacidade de absorção de fósforo pelas plantas depende da frequência de coleta, taxa de crescimento e disponibilidade do fósforo na forma de ortofosfato, que é a forma mais assimilável pelas plantas.

No presente estudo, a eficiência média de remoção de ortofosfato obtida no experimentos 1 foi 51.8. Em outro estudo realizado por Maia (2008), o desempenho das plantas na remoção dessa variável foi maior nos meses mais quentes (Outubro de 2007 a Janeiro de 2008). El- Shafai *et al.* (2007) confirma

esta afirmação através de análises estatísticas comparativas realizadas com os dados de remoção de Fósforo total obtidos no verão e inverno em sistemas com lemnáceas. Os autores afirmam que a eficiência de remoção de fósforo durante o verão foi de 73%, enquanto que no inverno esses valores caíram para 40% ($p < 0,01$).

Em um estudo realizado por Lyerly (2004), obteve-se uma eficiência de remoção 63% de ortofosfato em efluentes de suinocultura (DQO de 940 mg.L⁻¹) em um tempo de detenção de apenas 10 dias.

Carvalho-Knighton *et al.* (2004) utilizando lemnáceas na remoção de nutrientes de esgoto doméstico (DQO de 352 mg.L⁻¹), obtiveram uma remoção de ortofosfato de 50% em um tempo de retenção de 6 dias.

- Série de Sólidos

A remoção de sólidos totais, totais fixos e voláteis foi notavelmente baixa no presente estudo, em torno de 6%. A presença das bactérias púrpuras na entrada do Sistema de lemnáceas e a baixa concentração de oxigênio pode ter contribuído para o aumento dos sólidos no sistema. Ran *et al.* (2004), utilizando sistemas de wetland com *Lemna gibba*, obtiveram uma eficiência de remoção de sólidos totais de 79,8%, para um efluente com DQO de 298,2mg.L⁻¹ em 4 dias.

Considerando a remoção de sólidos suspensos, obteve-se 67,2%. Maia (2008) obteve uma remoção de sólidos suspensos de apenas 21,07% em um período de retenção de 10 dias, valor relativamente baixo devido à ploriferação de algas nos períodos mais quentes durante o período experimental. El- Shafai *et al.* (2007), trabalharam com lemnáceas como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB (TRH de 15 dias) e observaram que a remoção de Sólidos Suspensos no inverno foi maior que no verão ($p < 0.01$), sendo de 63% e 43%, respectivamente. Benjawan e Kootattep (2007) obtiveram uma remoção de 91% de sólidos suspensos em sistemas com lemnáceas, dentro de 16 dias. Tavares *et al.* (2008) obtiveram uma eficiência de remoção de 75,29% em um período de 21 dias com a utilização de lemnáceas no tratamento terciário de efluentes de suinocultura. Entretanto, Poliseu (2005) obteve a remoção de 31.0% em dois dias

no tratamento terciário de esgoto doméstico com lemnáceas, o que demonstra que o tempo de retenção é importante para a melhoria da remoção desse parâmetro.

Segundo Smith e Moelyowati (2001), a remoção de sólidos suspensos do efluente em sistemas com lemnáceas ocorre através dos seguintes processos: Sedimentação; biodegradação da matéria orgânica; absorção de uma pequena fração pelas raízes das lemnáceas e inibição do crescimento de algas (Iqbal, 1999). O controle de algas tende a ser mais efetivo neste tipo de sistema devido à ausência de luz que é limitante para o crescimento e desenvolvimento das mesmas (Bonomo et al., 1997). De acordo com Zirschky e Reed (1988), um tempo de detenção hidráulica de 20 a 25 dias é necessário para a obtenção de uma remoção satisfatória de sólidos suspensos

De acordo com Poliseu (2005), quando se tem limite restrito para o lançamento de efluentes, os sistemas de lagoas de estabilização em série não são capazes de atingir o desempenho necessário, necessitando de pós-tratamento, devido à elevada presença de algas. Assim, esses autores concluem que o tratamento terciário com a utilização de lemnáceas provoca a morte das algas, melhorando o desempenho dos sistemas.

- Coliformes totais e *E. Coli*

Considerando os coliformes totais, a eficiência de remoção obtida no experimento 1 foi de 83.7%. Maia (2008), em um estudo com pós-tratamento de esgoto doméstico em lagoas piloto com lemnáceas, obteve uma remoção de coliformes totais de 71.8%, registrando maiores eficiências em períodos mais quentes. Observa-se que a temperatura influenciou significativamente na eficiência de remoção desse parâmetro no presente estudo. A remoção de *E. Coli* no presente estudo foi de 50.4%.

Segundo El-Shafai *et al.* (2007), a remoção de coliformes nesse tipo de sistema ocorre devido a alguns fatores como a competição das lemnáceas por nutrientes, causando deficiência dos mesmos aos coliformes e remoção periódica da biomassa (que apresenta coliformes aderidos). Os autores obtiveram eficiências médias de remoção de *E. Coli* por volta de 99.9% no tratamento terciário de esgoto doméstico com lemnáceas (TRH de 15 dias) durante o verão

(entrada - 8.9×10^7 ; saída - 4×10^3 NMP/100 ml). No inverno, a remoção foi de 99.7% (entrada - 3.2×10^8 ; saída - 4.7×10^5 NMP/100 ml).

5.1.5. Capacidade de polimento dos tanques de peixes e qualidade da água

As Tabelas 11, 12 e 13 mostram o comportamento das variáveis físico-químicas analisadas nos tanques de peixes alimentados com lemnas secas e ração comercial.

Tabela 11. Valores médios, desvio-padrão e eficiência de remoção das variáveis analisadas nos Tanques de Cultivo de peixes alimentados com lemnas secas no período de Outubro de 2006 a Março de 2007; (n=26)

Variável	Entrada Lemnas (EL)	Saída Lemnas (SL)	Tanques peixes alimentados com lemnas secas (SPL)	Eficiência de remoção SPL (%)
Turbidez (UNT)	96,9±53,2	9,37±5,1	17,4±13,6	82,0
DQO total (mg/L)	157,45±27,1	75,09±16,1	97,7±31,7	37,9
DQO solúvel (mg/L)	101,78±26,1	59,06±14,7	66,4±22,7	34,7
NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	32,55±5,1	17,23±7,0	8,18±7,2	74,8
NO ₂ ⁻ -N (mg/L)	0,06±0,05	0,47±0,25	1,6±1,42	-
NO ₃ ⁻ -N (mg/L)	0,48±0,1	2,06±0,9	3,72±1,3	-
NTK (mg/L)	32,8±3,4	21,0±4,7	5,88±7,54	71,5
P-PO ₄ ³⁺ (mg/L)	11,55±2,3	5,56±1,3	5,40±1,01	51,6
Sólidos Totais (mg/L)	1632,07±293,6	1522,0±266,7	1550,6±412,8	6,0
Sólidos Totais Fixos (mg/L)	1350,6±282,5	1328,8±303,8	1286,9±328,5	5,0
Sólidos Totais Voláteis (mg/L)	295,6±105,2	200,15±49,9	245,6±88,4	8,4
Sólidos suspensos (mg/L)	56,14±18,1	17,10±10,6	34,8±19,2	41,3
Coliformes totais (#/100ml)	1,97E+06 6,29	3,37E+05 5,52	2,75E+04 4,43	82,8
<i>E. coli</i> (#/100ml)	2,48E+03 3,39	1,22E+03 3,08	8,20E+02 2,91	66,9
Clorofila "a" (mg/L)	0,07±0,47	0,01±0,03	0,04±0,07	40,8

Tabela 12. Valores médios, desvio-padrão e eficiência de remoção das variáveis analisadas nos Tanques de Cultivo de peixes alimentados com ração comercial no período de Outubro de 2006 a Março de 2007 (n=26)

Variável	Entrada Lemnas (EL)	Saída Lemnas (SL)	Tanques peixes alimentados com ração comercial (SPR)	Eficiência de remoção SPR (%)
Turbidez (UNT)	96,9±53,2	9,37±5,1	20,6±16,3	66,6
DQO total (mg/L)	157,45±27,1	75,09±16,1	103,8±34,4	34,0
DQO solúvel (mg/L)	101,78±26,1	59,06±14,7	69,0±35,0	32,2
NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	32,55±5,1	17,23±7,0	4,27±5,4	86,8
NO ₂ ⁻ -N (mg/L)	0,06±0,05	0,47±0,25	1,28±1,02	-
NO ₃ ⁻ -N (mg/L)	0,48±0,1	2,06±0,9	4,04±1,4	-
NTK (mg/L)	32,8±3,4	21,0±4,7	9,29±3,79	71,6
P-PO ₄ ³⁺ (mg/L)	11,55±2,3	5,56±1,3	4,56±1,3	60,5
Sólidos Totais (mg/L)	1632,07±293,6	1522,0±266,7	1468,00±471,0	10,9
Sólidos Totais Fixos (mg/L)	1350,6±282,5	1328,8±303,8	1221,3±395,7	9,7
Sólidos Totais Voláteis (mg/L)	295,6±105,2	200,15±49,9	247,1±77,2	7,1
Sólidos Suspensos (mg/L)	56,14±18,1	17,10±10,6	61,03±47,7	-3,8
Coliformes totais (#/100ml)	1,97E+06	3,37E+05	5,07E+04	97,4
Log(10)	6,29	5,52	4,7	
<i>E. coli</i> (#/100ml)	2,48E+03	1,22E+03	8,20E+02	66,9
Log(10)	3,39	3,08	2,91	
Clorofila "a" (mg/L)	0,07±0,47	0,01±0,03	0,06±0,08	3,21

A tabela 13 mostra a comparação das eficiências de remoção do Sistema de Reúso Piloto com tanques de peixes alimentados com lemnas secas (SPL) e ração comercial (SPR) através da Análise de Variância (Statistica 7.0).

De modo geral, pode-se concluir, ao nível de significância de 0,05 (5%), que não houve diferença significativa entre as eficiências de remoção dos tanques alimentados com lemna seca (SPL) e ração (SPR). Nota-se também que não houve diferença estatisticamente significativa para a variável Sólidos Suspensos,

porém, a significância foi marginal (próxima a 0,05), indicando uma remoção menor para SPR.

Tabela 13. Análise de Variância para a comparação das eficiências de remoção obtidas no Sistema de Reúso Piloto nos tanques de peixes alimentados com lemnas secas (SPL) e ração comercial (SPR) no período de Outubro de 2006 a Março de 2007.

Variáveis	N	Eficiência de remoção média SPL	Eficiência de remoção média SPR	Valor de p*
Turbidez (UNT)	26	82,0 ^a	66,6 ^a	0,9455
DQO total (mg/L)	26	37,9 ^a	34,0 ^a	0,8168
DQO solúvel (mg/L)	26	34,7 ^a	32,2 ^a	0,7472
NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	26	74,8 ^a	86,8 ^a	0,2128
NO ₂ ⁻ -N (mg/L)	26	-1542,9 ^a	-1216,0 ^a	0,3190
NO ₃ ⁻ -N (mg/L)	26	-767,9 ^a	-831,4 ^a	0,7518
NTK (mg/L)	26	71,5 ^a	71,6 ^a	0,9288
P-PO ₄ ³⁺ (mg/L)	26	51,6 ^a	60,5 ^a	0,3369
Sólidos totais (mg/L)	26	6,0 ^a	10,9 ^a	0,5429
Sólidos Totais Fixos (mg/L)	26	5,0 ^a	9,7 ^a	0,5197
Sólidos totais voláteis (mg/L)	26	8,4 ^a	7,1 ^a	0,9280
Sólidos suspensos (mg/L)	26	41,3 ^a	-3,8 ^b	0,0501
Coliformes totais (#/100ml)	10	82,8 ^a	97,4 ^a	0,2895
<i>E. coli</i> (#/100ml)	10	66,9 ^a	66,9 ^a	1,0000
Clorofila "a" (mg/L)	26	-92,4 ^a	-104,5 ^a	0,9503

*nível de significância: p = 0,05

A qualidade da água é um fator limitante no cultivo de peixes. Devido às altas concentrações de amônia, grande quantidade de algas e possibilidade de se obter valores muito baixos de oxigênio dissolvido nos tanques, optou-se por utilizar aeração constante durante o cultivo. Além disso, a renovação diária dos tanques era de 100% e realizada com efluente doméstico, o que não propicia uma oxigenação adequada. Segundo Kubitza (2000), as tilápias suportam um teor de oxigênio dissolvido entre 0,4 a 0,7 mg/L. Quando há algas em excesso no efluente, o teor de oxigênio dissolvido cai drasticamente durante a noite. Devido à aeração constante, os níveis médios de oxigênio obtidos nos tanques de peixes durante os experimentos 1 e 2 em ambos os tratamentos foram de 8 mg/L.

Tilápias são peixes tropicais que apresentam conforto térmico entre 27 e 32°C. Temperaturas acima de 32°C e abaixo de 27°C reduzem o apetite e o crescimento desses peixes. Abaixo de 20°C, o apetite fica extremamente reduzido e aumenta os riscos de doenças e as temperaturas entre 8 e 14°C são consideradas letais (Kubitza, 2000).

No presente estudo, as eficiências dos tanques de peixes alimentados com lemnas secas e dos tanques de peixes alimentados com ração comercial foram analisadas separadamente.

Durante o experimento 1, a temperatura média nos meses de Outubro e Novembro foi de 20,7 e 21,5°C, consideradas baixas para o cultivo de tilápias. Nos meses de Dezembro, Janeiro e Fevereiro, os valores permaneceram por volta dos 25°C, aproximando-se do ideal.

O pH da água no cultivo de tilápias deve ser mantido entre 6 e 8,5, sendo que abaixo de 4,5 e acima de 10,0, a mortalidade é significativa (Kubitza, 2000). Nos experimentos realizados os valores de pH mantiveram-se em torno de 8,0. Proveniente da excreção nitrogenada dos próprios peixes, bem como da decomposição microbiana dos resíduos orgânicos na água, a amônia pode prejudicar o desempenho, aumentar a incidência de doenças e causar a morte direta dos peixes por intoxicação. Quanto maior for o pH, maior será a porcentagem de amônia tóxica (NH_3) na amônia total. Para tilápias, valores de amônia tóxica acima de 0,2 mg/L já são suficientes para induzir os peixes a uma

toxidez crônica levando a uma diminuição no crescimento. Nos experimentos em questão, a concentração média de amônia nos tanques foi por volta de 3,0 mg/L. Apenas no experimento 1, os tanques alimentados com lemna secas apresentaram uma concentração média de amônia de 8,18 mg/L, o que pode ter limitado o consumo de alimentos pelos peixes.

De acordo com Boyd e Watten (1989), a porcentagem de amônia não ionizada em um pH de 8.0 e temperatura de 25°C é de 5.32%. Dessa forma, determina-se que no atual estudo os níveis de amônia tóxica não ultrapassaram os 0,15 mg/L ($0,0532 \times 3,0$ mg/L). Para os tanques alimentados com lemna secas (SPL), os valores de amônia tóxica, de acordo com os mesmos autores, podem ter atingido 0,42 mg/L, considerados tóxicos aos peixes.

Para Cointreau *et al.* (1987) e Bartone e Khouri (1988), a amônia é um fator limitante para a sobrevivência dos peixes e consideram 2,0 mg/L de amônia total o máximo para obter uma boa produção.

De modo geral, a capacidade de polimento dos tanques de peixes foi satisfatória em ambos os experimentos realizados. No experimento 1, as maiores eficiências de remoção foram obtidas para turbidez (de 66 a 82%), amônia (de 74.8 a 86.9%), NTK (por volta de 71%), coliformes totais (82.8 a 94.7%) e *E. Coli* (66.9%). Eficiências medianas ocorreram para DQO total (34 a 37.9%), DQO solúvel (32.2 a 34.7%) e fosfato (51.6 a 60.5%). Baixas eficiências de remoção foram registradas para os sólidos de maneira geral: Sólidos totais (6.0 a 10.9%), Sólidos totais Fixos (5.0 a 9.7%), Sólidos totais voláteis (7.1 a 8.4%). Levando em conta os sólidos suspensos, houve um incremento nos tanques de peixes alimentados com ração (SPR) no experimento 1. A quantidade de nutrientes presentes na ração excedente e conseqüentemente, nas fezes dos peixes, proporciona o crescimento de algas, aumentando o teor de sólidos suspensos no tanque. As variáveis nitrito e nitrato sofreram um aumento considerável, devido à aeração constante, causando a oxidação da amônia nos tanques de cultivo.

Considerando os tratamentos aplicados no Experimento 1, não houve diferença significativa para os tratamentos SPL (lemna seca) e SPR (ração) para todas as variáveis analisadas ($p \geq 0,05$), mas é importante ressaltar que o valor de

p para sólidos suspensos se aproximou de 0,05, indicando uma remoção menor para SPR. Isso se deve ao fato da grande quantidade de algas presentes nos tanques alimentados com ração.

Segundo Kubitzka (2000), a alcalinidade indica a presença de sais minerais dissolvidos na água, tais como carbonatos e bicarbonatos. Valores entre 20 a 300 mg/L de alcalinidade são uma boa indicação sobre a qualidade de tais sais, pois ajudam na formação de plânctons (alimento natural). Os valores médios registrados nos dois experimentos permaneceram entre 80 e 90 mg CaCO₃/L, considerados ideais.

Ghangrekar *et al* (2007) afirma que os limites máximos de Nitrato, Nitrito e Fosfato para a prática da aquicultura, são de 3.0, 0.3 e 3 mg/L, respectivamente. Sendo assim, nota-se que no experimento 1, os valores encontrados para nitrato, nitrito e fosfato foram de 2.0, 0.47 e 5.5 mg/L, mostrando que o efluente tratado por lemnáceas encontra-se praticamente dentro dos limites admissíveis.

Para a DQO, o valor máximo recomendado para a aquicultura é de 50 mg/L. Os valores encontrados para os experimento 1 foram de 59.0. Dessa forma, observa-se que durante o experimento 1, os valores aproximaram-se do desejado.

5.1.6. Parâmetros zootécnicos dos peixes cultivados no Sistema de Reúso.

As Figuras 45, 46 e 47 mostram os parâmetros zootécnicos dos peixes cultivados no Sistema de reúso Piloto submetidos aos dois tratamentos (Lemna seca e Ração comercial).

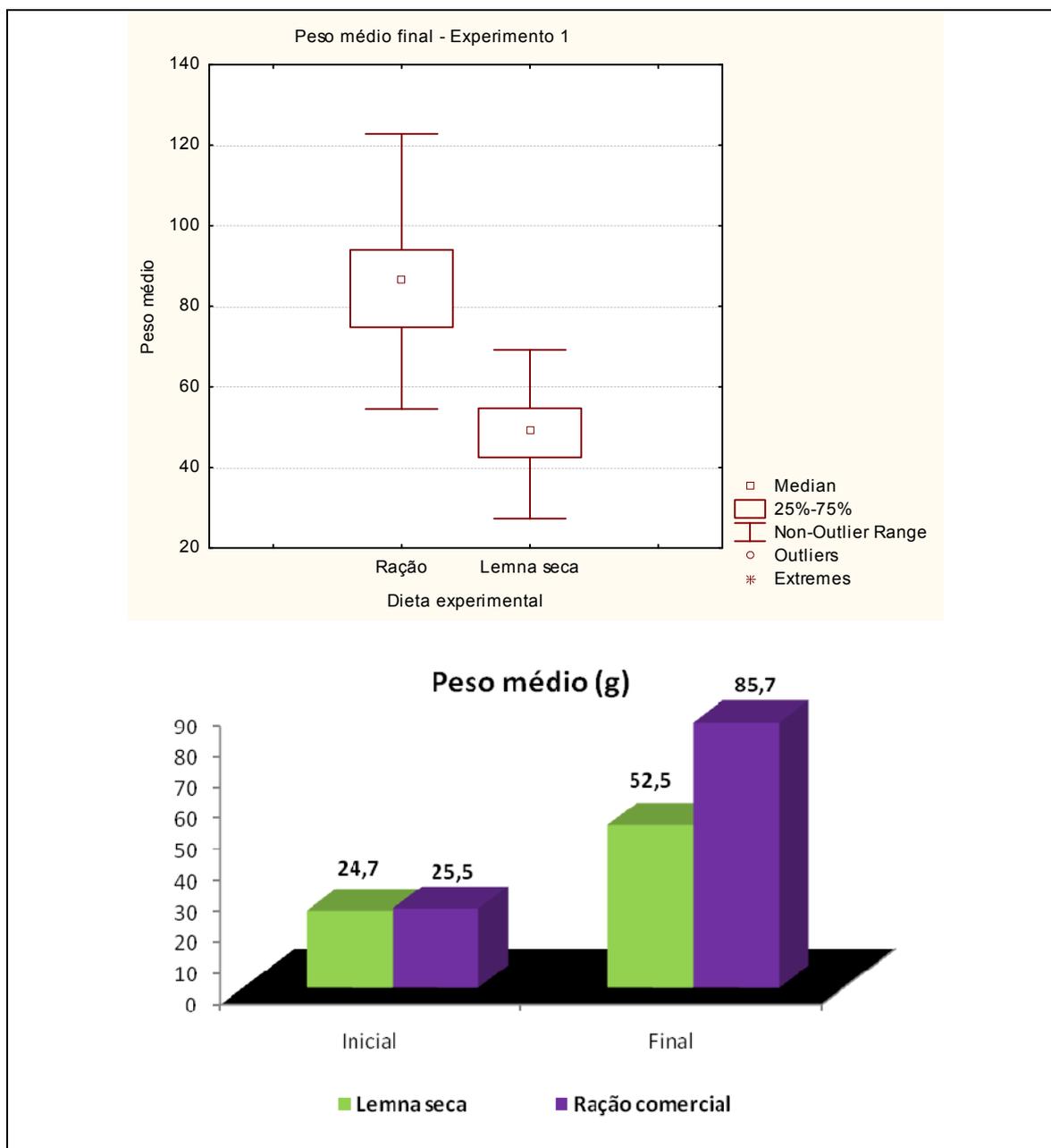


Figura 45. Peso médio inicial e final dos peixes alimentados com lemna seca e ração comercial no Sistema de Reúso Piloto no período de Outubro de 2006 a Fevereiro de 2007.

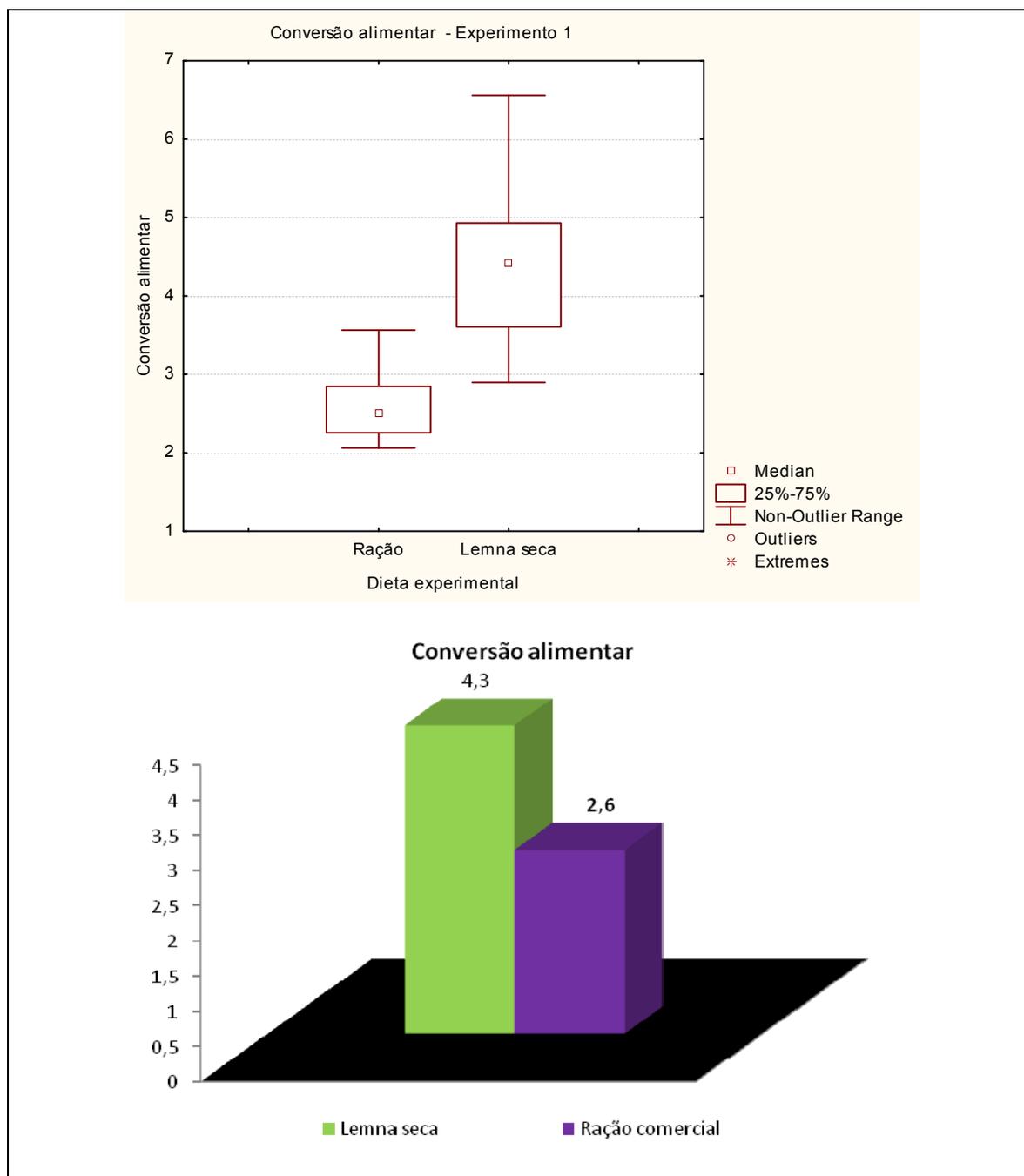


Figura 46. Conversão alimentar dos peixes alimentados com lemna seca e ração comercial no Sistema de Reúso Piloto no período de Outubro de 2006 a Fevereiro de 2007.

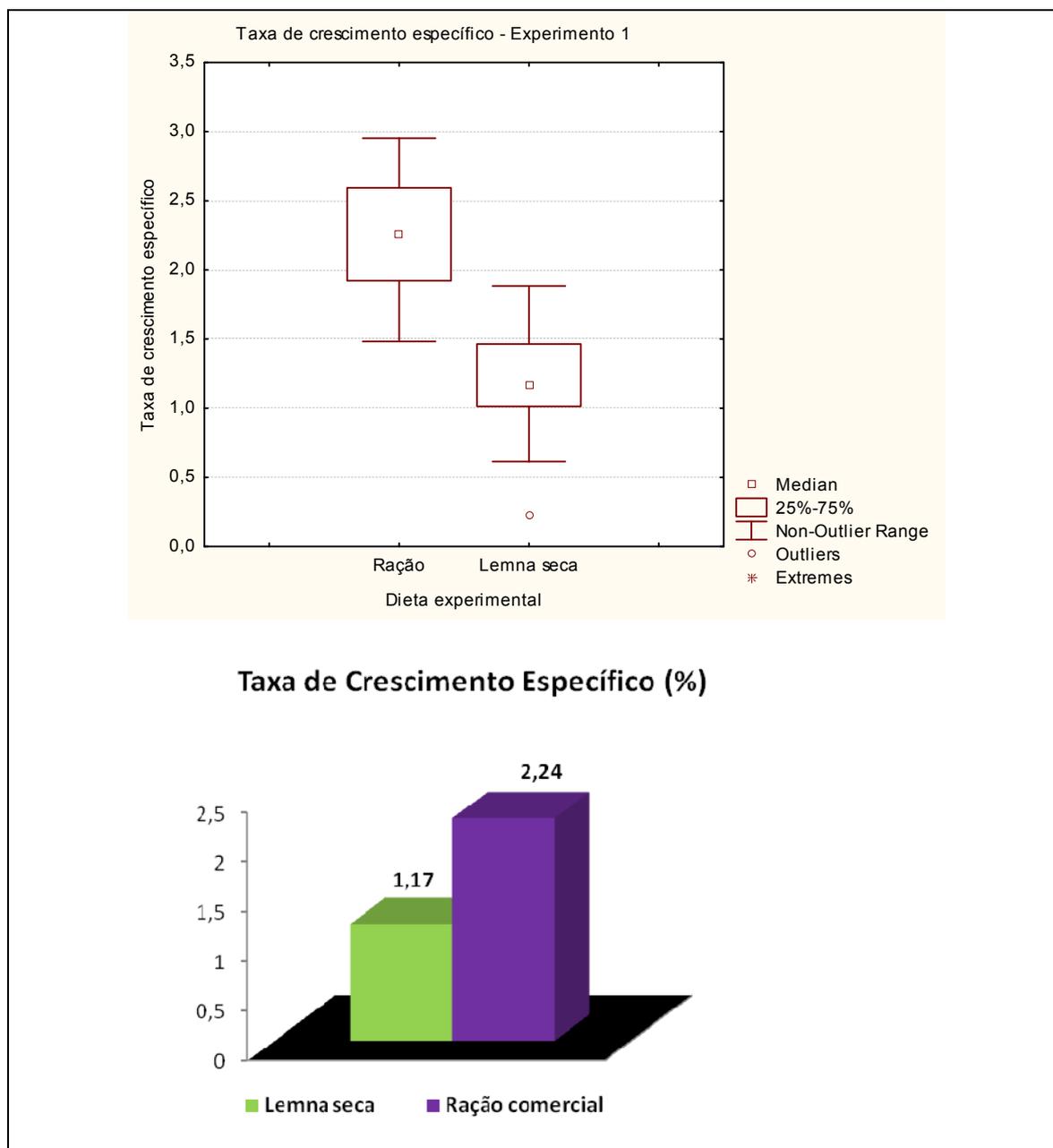


Figura 47. Taxa de crescimento específico dos peixes alimentados com lemna seca e ração comercial no Sistema de Reúso Piloto no período de Outubro de 2006 a Fevereiro de 2007.

A Tabela 14 mostra a Análise de variância dos parâmetros zootécnicos (Peso Médio Final, Conversão alimentar e Taxa de crescimento específico) dos peixes cultivados no Sistema de Reúso Piloto alimentados com lemna seca e ração comercial. Através da análise, pode-se afirmar, ao nível de significância de 0,05 (5%), que houve diferença significativa entre os tratamentos SPR e SPL para os parâmetros zootécnicos considerados ($p \leq 0,05$).

Tabela 14. Análise de Variância para a comparação dos parâmetros zootécnicos dos peixes cultivados no Sistema de Reúso Piloto alimentados com lemna seca e ração comercial no período de Outubro de 2006 a Março de 2007 (n=18).

Parâmetro	Tratamento		Valor de p
	Lemna seca	Ração comercial	
Peso médio final (g)	52,5 ^b	85,7 ^a	0,0002
Conversão alimentar	4,3 ^b	2,6 ^a	0,0034
Taxa de crescimento específico (%)	1,17 ^b	2,24 ^a	0,0001

*nível de significância: $p = 0,05$

A maioria dos trabalhos realizados com reúso de esgotos domésticos na piscicultura não utiliza alimento suplementar ou existe o fornecimento de ração para efeito comparativo (controle).

Devido ao fato do presente estudo apresentar caráter inovativo ao abordar o reúso de efluentes domésticos com a utilização de fonte alternativa de alimento (lemnáceas) produzida no próprio sistema de tratamento, os resultados foram comparados a estudos realizados em sistemas de produção tradicionais e sistema de reúso já testados.

Considerando o experimento 1, nota-se uma grande diferença no desempenho zootécnico dos peixes alimentados com ração e lemna seca. Alguns fatores observados durante o período experimental podem ter influenciado nos resultados, como a alta % de proteína bruta da ração utilizada e a necessidade do

peixe submetido ao tratamento com lemnas de consumí-la várias vezes para atender sua exigência. Paralelamente, vale ressaltar que a ração era extrusada, aumentando a digestibilidade dos nutrientes. A utilização da pressão na extrusão faz com que este processo apresente algumas vantagens em relação aos demais tipos de processos, tais como: inibição de fatores antinutricionais; aumento na digestibilidade da ração e diminuição nas perdas de vitaminas, principalmente as lipossolúveis (Amaral, 2002)

Assim, a ração extrusada apresenta muitas vantagens em relação à lemnas seca devido ao fato das plantas serem espalhadas na superfície do tanque, obrigando os peixes a buscar o alimento várias vezes, até que sua exigência seja atendida. Além disso, a ração extrusada apresenta uma maior estabilidade em relação às lemnas secas, apresentando maior fluabilidade, o que as torna disponíveis aos peixes por mais tempo.

De acordo com a EMATER- PR (2004), a produção de tilápias é dividida em fases, sendo que a fase 1 é chamada de berçário, a fase 2 é a fase de crescimento e a fase 3 é dedicada à engorda dos peixes até seu tamanho comercial. No presente estudo, pode-se considerar que o experimento 1 corresponde à fase 2, onde os peixes entram com 25 g e saem com 100g. Nessa fase, com duração de 35 dias, os dados médios de ganho em peso médio final e conversão alimentar dos peixes cultivados em sistemas tradicionais (semi-intensivos) são de 100g e de 1.1, respectivamente.

Para efeito comparativo, o experimento 1 teve duração de 125 dias, o peso médio final dos peixes alimentados com ração foi de 85,7g, a conversão alimentar foi de 2.6 e a taxa de crescimento específico de 2.24%. Os peixes alimentados com lemnas secas, por sua vez, apresentaram desempenho muito baixo, sendo o peso médio final de 52,5g e conversão alimentar de 4.3 e taxa de crescimento específico de 1.17%. Assim, pode-se concluir que os peixes do sistema de reúso alimentados com ração e lemna seca atingiram apenas 85.7 e 52.5% do desempenho de peixes cultivados em sistemas tradicionais, em 125 dias de cultivo.

Tavares (2004) cultivou tilápias em tanques-rede alocados em viveiros com água limpa e testou 3 dietas (1 – ração comercial, 2 – lemna seca e 3 – 50% ração comercial/50% lemna seca) considerando o desempenho dos alevinos por um período de 60 dias. Os resultados mostraram que os peixes alimentados com a dieta 3 (50% ração comercial/50% lemna seca) apresentaram ganho em peso estatisticamente igual aos peixes alimentados apenas com ração, o que reduziria os custos com ração em 50%. A conversão alimentar média obtida nas três dietas foi de 1.4, 2.9 e 2.0, respectivamente. Paralelamente, as taxas de crescimento específico foram de 3.72, 3.02 e 3.30% para os três tratamentos.

Gaigher *et al.* (1984) compararam o desempenho de tilápias híbridas (*O. niloticus* x *O. aureus*) em sistema de recirculação alimentadas com *Lemna gibba* na sua forma fresca com uma combinação de *Lemna gibba* + ração comercial. Os peixes alimentados apenas com *L. gibba* apresentaram boa taxa de conversão alimentar (1:1), mas um baixo crescimento específico (0,67% da biomassa corporal/dia) e os peixes alimentados com a combinação de *Lemna gibba* + ração comercial apresentaram um crescimento específico de 1,17% e conversão alimentar de 1,7:1. Em outro estudo, Granoth e Porath (1983) alimentaram tilápias com pélets comerciais em sistema sem recirculação e a melhor conversão alimentar apresentada pelos peixes foi de 2:1. Em uma revisão de índices de conversão alimentar de tilápias cultivadas em tanques-rede alimentadas com pélets comerciais apresentada por Kubitzka (2000), os valores variaram entre 1,57 e 3,4. Em um experimento realizado por Hassan e Edwards (1992), onde tilápias foram alimentadas com lemna na sua forma fresca, a conversão alimentar dos peixes variou de 1,6 a 3,3. Gaigher *et al.* (1984) alimentaram tilápias com lemnas na sua forma fresca + pélets, obtendo uma TCE que variou de 1,19 a 1,84.

5.1.7. Análise microbiológica – condição sanitária dos peixes cultivados

A Tabela 15 mostra a Análise de variância da condição sanitária dos peixes cultivados no Sistema de Reúso Piloto alimentados com lemna seca e ração comercial. Através da análise, pode-se afirmar, ao nível de significância de 0,05 (5%), que houve diferença significativa entre os tratamentos SPR e SPL para o ensaio de Coliformes a 35°C ($p \leq 0,05$). Para os demais ensaios, pode-se afirmar que não houve diferença significativa entre os tratamentos ($p \geq 0,05$).

Tabela 15. Resultados médios e análise de variância para a comparação da condição sanitária dos peixes cultivados Sistema de Reúso Piloto alimentados com lemna seca e ração comercial no período de Outubro de 2006 a Março de 2007 (n=15)

Ensaio	Tratamento		Valor de p
	Lemna Seca	Ração comercial	
Coliformes a 35°C (NMP/g)	6,3 ^a	53 ^b	0,0012
Coliformes a 45°C (NMP/g)	3,3 ^a	3,6 ^a	0,2410
Estafilococos coagulase positiva (UFC/g)	<10 ^a	<10 ^a	0,1161
Salmonella ssp. (UFC/g)	-	-	-

A qualidade microbiológica dos peixes foi analisada através da avaliação dos peixes ao final do experimento. Foram realizados os seguintes ensaios: Coliformes a 35°C (NMP/g) e Coliformes 45°C (NMP/g), *Staphylococcus* coagulase positivo (UFC/g) e *Salmonella* sp (UFC/g). No experimento 1, os peixes cultivados no sistema de reúso alimentados com lemna seca apresentaram concentrações de Coliformes 35°C, Coliformes 45°C, *Staphylococcus* e *Salmonella* ssp de 6.3, 3.3, <10 e ausente, respectivamente. Os resultados dos peixes alimentados com ração foram de 53, 3.6, <10 e ausente para os mesmos

ensaios. Através da análise de variância, constatou-se que os peixes alimentados com ração apresentaram maior concentração de coliformes a 35 °C ($p \leq 0,05$).

De acordo com a Resolução nº 12, de 2 de janeiro de 2001 da Agência Nacional de Saúde (ANVISA), o limites toleráveis de *Staphylococcus* e *Salmonella* para pescados frescos são de no máximo 10^3 NMP/g e ausência em 25g, respectivamente. O limite tolerável de Coliformes a 45 °C para pescados resfriados é de 10^2 NMP/g. Paralelamente, a OMS (Organização Mundial da Saúde), exige valores \leq CF/100 mL (\leq 1000 coliformes fecais/100mL) (OMS, 1989).

Dessa forma, pode-se concluir que os peixes cultivados no sistema de reúso em ambos os experimentos e submetidos às diferentes dietas estão de acordo com a legislação estabelecida sobre o regulamento técnico de padrões biológicos para alimentos (ANVISA, 2001).

- Análise de metais no efluente e nos peixes

Os metais pesados se encontram distribuídos por toda a natureza. Nos solos, os metais são originários da rocha de origem e de outras fontes adicionadas ao solo, como: precipitação atmosférica, cinzas, calcário, fertilizantes químicos e adubos orgânicos (estercos de animais, lixo domiciliar e biossólidos). Os metais pesados contidos nos biossólidos são originários da atividade industrial, pois as estações de tratamento de esgotos recebem os esgotos sanitários, que são compostos pelo esgoto doméstico, água de infiltração e esgoto industrial (Tsutiya, 1999). Segundo o mesmo autor, metais pesados são elementos químicos que possuem peso específico maior que 5 g/cm^3 ou número atômico maior do que 20. Entretanto, o termo “metais pesados” é utilizados para elementos químicos que contaminam o meio ambiente, provocando diferentes danos à biota, podendo ser metais, semi-metais e mesmo não metais como o selênio. Os principais elementos químicos enquadrados neste conceito são: alumínio, antimônio, arsênio, cádmio, chumbo, cobre, cobalto, cromo, ferro, manganês, mercúrio, molibdênio, níquel, selênio e zinco. Os metais potencialmente perigosos aos homens e aos animais são os seguintes: zinco, cobre, níquel, molibdênio e cádmio. O cádmio é

considerado o metal pesado mais perigoso devido suas implicações com a saúde humana. O Zinco, Cobre, Níquel, Chumbo e Cromo, são metais pesados que oferecem menor risco, sendo aceitável a sua disposição em solos agrícolas em quantidades maiores.

De acordo com as análises de metais realizadas no efluente de entrada da ETE da CASAN, tem-se os seguintes resultados: Cádmio – 0,03 mg Cd/L, Chumbo - 0,01 mg Pb/L, Ferro – 0,16 mg Fe/L, Mercúrio – 5,0 µg Hg/L, Níquel – 0,05 mg Ni/L, Prata – 0,54 mg Ag/L e as concentrações encontradas para Zinco Cobre e Cromo encontraram-se abaixo do limite de quantificação.

Considerando a legislação em vigor do CONAMA nº 357 (2005), as concentrações de metais do efluente na entrada do sistema de reúso encontram-se dentro dos limites permitidos, com exceção da Prata, cujo limite permitido é de 0,1 mg Ag/L, não representando risco aos peixes e consumidores.

Os peixes cultivados também foram submetidos à análise de metais pesados no Laboratório de Química da Universidade de Brasília (UNB). Após o período experimental, 3 peixes de cada tanque foram coletados, sacrificados, condicionados em sacos plásticos e conduzidos ao laboratório para posterior análise, cujos resultados são expressos na Tabela 16. Devido à impossibilidade de se realizar análises de todos os metais, apenas quatro foram analisados, sendo o Ferro, Cobre, Zinco e Cromo. Ressalta-se também que não houve a possibilidade da realização de análises estatísticas, pois fora realizado um “pool” das amostras de cada tratamento.

Tabela 16. Análise de metais pesados realizada nos músculos dos peixes cultivados no Sistema de Reúso Piloto

Metal	Concentração de metais nos peixes alimentados com lemnas secas (mg/g)	Concentração de metais nos peixes alimentados com ração comercial (mg/g)
Ferro	0,3	0,3
Cobre	0,009	0,009
Zinco	0,18	0,18
Cromo	0,5	0,5

Considerando que não existe uma legislação disponível e específica que preconize a concentração máxima de metais permitida em pescados frescos para consumo humano, a discussão sobre o tema torna-se limitada, havendo a necessidade de estudos futuros na área.

5.1.8. Produtividade do viveiro

- Zooplâncton

A Figura 48 mostra a análise descritiva dos organismos que compõem o zooplâncton (copépodes, náuplios e rotíferos) presente nos tanques de peixes submetidos aos dois tratamentos em questão (lemnna seca e ração comercial). A Tabela 17 mostra a análise de variância aplicada para a comparação do zooplâncton presente nos tanques submetidos às duas dietas.

Através da análise de variância, pode-se afirmar que não houve diferença significativa entre os tratamentos ($p \geq 0,05$) para os três organismos avaliados.

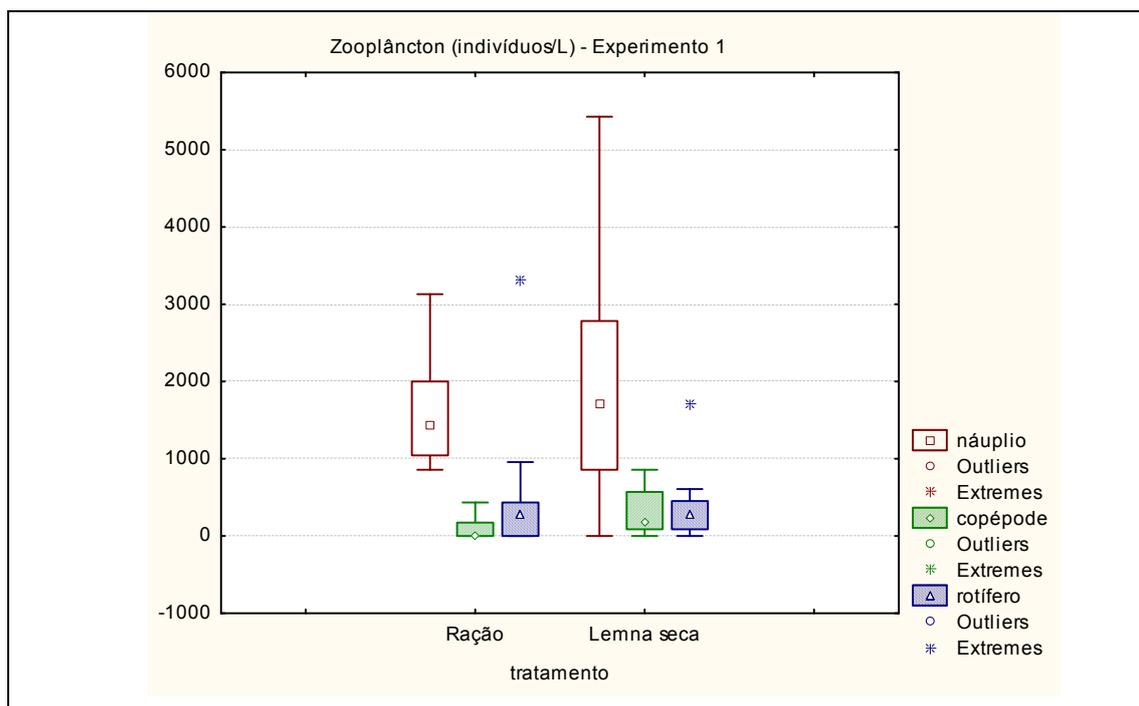


Figura 48. Análise descritiva dos indivíduos que compõem o zooplâncton presente nos tanques de cultivo submetidos aos dois tratamentos (Ração e Lemna seca).

Tabela 17. Resultados médios e análise de variância para a comparação da quantidade de organismos que compõem o zooplâncton nos tanques de peixes cultivados no Sistema de Reúso Piloto alimentados com lemna seca e ração comercial no período de Outubro de 2006 a Março de 2007(n=18)

Indivíduo	Tratamento		Valor de p
	Lemna seca	Ração comercial	
Copépodes	2.035,8 ^a	1.700,4 ^a	0,6181
Náuplios	324,3 ^a	96,6 ^a	0,0902
Rotíferos	395,2 ^a	594,8 ^a	0,6211

O zooplâncton é composto de animais microscópicos como protozoários, microcrustáceos e rotíferos. Estes seres são parte importante da alimentação dos peixes e, junto com o fitoplâncton, são amplamente consumidos nas criações comerciais. Os rotíferos podem variar de tamanho e forma e são os mais importantes alimentos dos peixes, nas suas primeiras semanas de vida, durante a

fase larval. Podemos dar como exemplo de rotífero, a Keratella e o Conochilus, entre outros.

Entre os microcrustáceos mais comuns, pode-se a Moina e a Daphnia. Estes micro animais fazem parte da ordem Cladocera. Existem também, dentro do zooplâncton, crustáceos que pertencem à ordem Copepoda. Os seres desta ordem são os mais evoluídos dentro do zooplâncton, são maiores e podem mesmo ser vistos sem auxílio de microscópio (Rural news, 2008).

- Identificação das algas algas

A Tabela 18 mostra os resultados das observações microscópicas com a identificação das algas presentes nos tanques de cultivo. A Figura 49 mostra imagens dos principais gêneros de algas identificados.

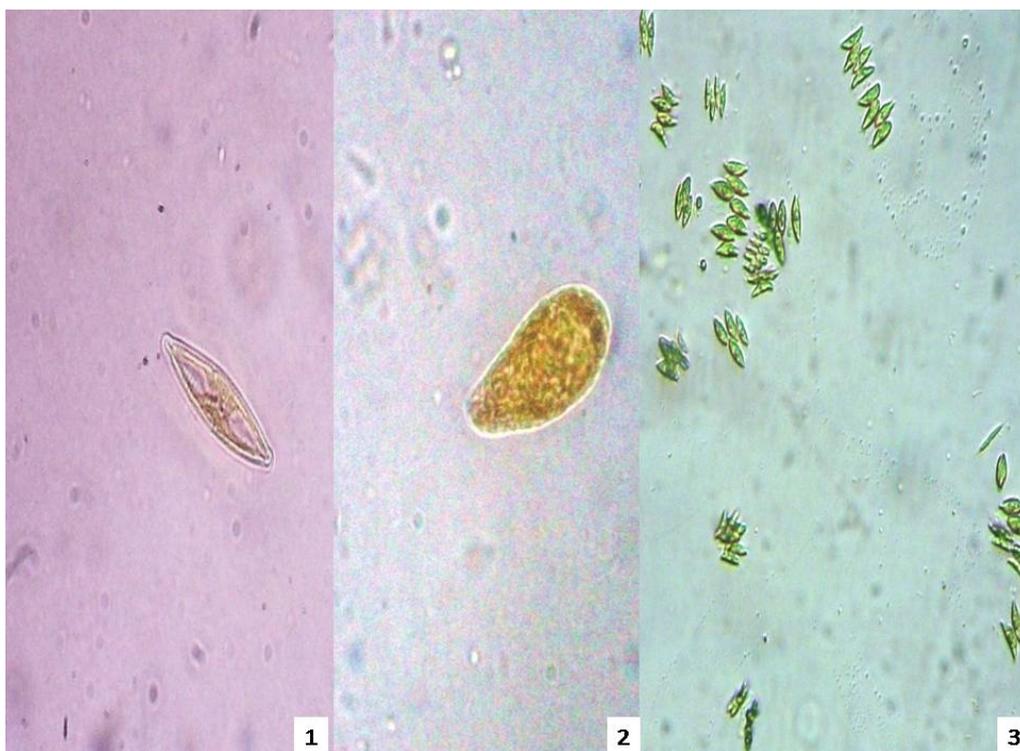


Figura 49. Principais gêneros de algas encontradas nos tanques de peixes submetidos aos dois tratamentos (ração e lemna seca) do Sistema de reúso piloto (1 – *Navicula* sp; 2 – *Euglena* sp, 3 - *Scenedesmus* sp.

Tabela 18. Densidade e presença de microrganismos verificados no efluente dos pontos avaliados no Sistema de Reúso Piloto (EL- entrada lemnas, SL – saída lemnas, SPL – saída dos tanques de peixes alimentados com lemna seca, SPR - saída dos tanques de peixes alimentados com ração.

Outubro			
Pontos	Freqüentes	Numerosos	Presentes
EL	Euglenophyta NI,	<i>Scenedesmus sp.</i> <i>Chlorella spp</i> <i>Euglena</i> <i>sp</i>	<i>Chlorella spp</i>
SL		<i>Oscillatoriales</i>	
SPL	<i>Scenedesmus sp</i>	Euglenophyta NI,	<i>Navícula spp.</i>
SPR	<i>Scenedesmus sp</i>	Euglenophyta NI,	
Novembro			
EL	<i>Chlorella spp</i>	<i>Oscillatoriales</i>	<i>Scenedesmus sp</i>
SL			<i>Oscillatoriales</i>
SPL	<i>Scenedesmus sp</i>	Euglenophyta NI,	
SPR	<i>Scenedesmus sp</i>	Euglenophyta NI,	
Dezembro			
EL			
SL			
SPL	<i>Scenedesmus sp</i>	Euglenophyta NI,	<i>Navícula spp</i>
SPR	<i>Scenedesmus sp</i> , Clorophyta	Euglenophyta NI,	
Janeiro			
EL	<i>Chlorella spp</i> , <i>Scenedesmus sp</i> ,		
SL		Euglenophyta NI, Clorophyta	
SPL	<i>Scenedesmus sp</i>	Euglenophyta NI,	<i>Navícula spp</i>
SPR			
Fevereiro			
EL	<i>Oscillatoriales</i>	Clorophyta	
SL	Euglenophyta NI,	Clorophyta	<i>Scenedesmus sp</i>
SPL	<i>Scenedesmus sp</i>	Euglenophyta NI,	
SPR	<i>Scenedesmus sp</i>	<i>Navícula spp</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

O plâncton é um componente muito importante na alimentação de grande parte dos peixes e outros organismos aquáticos. Por definição, o plâncton é

composto de organismos microscópicos, encontrados tanto na água doce quanto na água salgada.

Estes seres microscópicos podem ser de origem animal ou vegetal. O fitoplâncton, que é composto de algas microscópicas, é indicado para a alimentação dos peixes por apresentar características nutritivas elevadas, com até 50% de proteína na sua composição. Com uma grande área que fica exposta ao sol, o fitoplâncton faz fotossíntese, produzindo oxigênio. Além disso, pelo seu tamanho reduzido, também é consumido pelo zooplâncton. É considerado um alimento vital para os peixes, principalmente no estágio larval.

Segundo Edwards (1992), a criação de peixes em lagoas pode promover tanto a redução do fitoplâncton, pelo consumo direto destes pelos peixes, quanto seu aumento, como resultado do consumo de zooplâncton, que, por sua vez, consome o fitoplâncton. O autor ainda ressalta que o valor nutricional do fitoplâncton e do zooplâncton produzidos em lagoas de estabilização, principalmente para as primeiras fases de vida dos peixes é significativo. Dentre o fitoplâncton típico de lagoas de estabilização, tendem a predominar as algas verdes (*Chlorella*, *Scenedesmus*, *Ankistrodesmus*, *Chlamydomonas*) e pigmentadas (*Euglena*, *Phacus*), porém em regiões ou períodos de temperaturas elevadas, podem se tornar dominantes as algas verde-azuladas e as cianobactérias (*Agnemellum*, *Microcysts*, *Oscillatoria*).

Schroeder (1983) afirma que o alimento natural presente em viveiros, pode suprir quantidades significativas de nutrientes requeridos pelos peixes. O mesmo autor afirma que, em viveiros adubados e com baixa renovação de água, cerca de 50 a 70% do crescimento de tilápias é atribuído ao consumo de alimentos naturais. O plâncton, em geral, é rico em energia e em proteína de alta qualidade, e serve como importante fonte de minerais e vitaminas em cultivos de tilápias.

No presente estudo, as espécies de algas predominantes nos tanques dos peixes foram *Scenedesmus* sp. e *Euglena* sp,

Através das análises de zooplâncton, observou-se grande quantidade de copépodes e pequena quantidade de náuplios e rotíferos no experimento 1, mas a quantidade dos organismos não diferiu estatisticamente ($p \geq 0,05$) entre os dois

tratamentos (SPL e SPR). De forma geral, no experimento 2 observou-se uma quantidade maior de organismos em relação ao experimento 1, sendo os rotíferos mais abundantes. Da mesma forma, não houve diferença significativa entre os tratamentos aplicados (lemna peletizada e ração).

5.1.9. Planejamento econômico da produção de tilápias alimentadas com lemnas secas em Sistemas de Reúso de esgoto doméstico tratado

Para o planejamento econômico da produção de tilápias em Sistemas de reúso, os dados técnicos serão comparados com sistemas semi-intensivos de cultivo em viveiros com o uso de ração completa, aeração de emergência e baixa renovação de água.

De acordo com Kubitzka (2000), a produção de tilápias em fases otimiza o uso das unidades de produção. Dessa forma, as diferentes fases de cultivo e os respectivos dados técnicos serão apresentados. A Tabela 19 descreve as características de cada fase de cultivo.

Considerando os dados obtidos no presente estudo, foi realizada uma análise econômica comparativa, levando em conta apenas as diferenças de custo no alimento utilizado, fonte de água e parâmetros zootécnicos obtidos. Os peixes produzidos no Sistema de Reúso foram cultivados em esgoto doméstico tratado e submetidos aos dois tratamentos adotados (lemna seca e ração comercial com fonte alimentar). A conversão alimentar dos alevinos cultivados no efluente tratado foi estimada através dos dados obtidos no presente estudo. A Tabela 20 mostra os dados técnicos, estimativas de custos, receitas e lucros obtidos nos dois sistemas. Os dados técnicos do sistema tradicional de cultivo foram obtidos em estudos realizados pela EMATER - PR (2004). Para efeito de comparação em escala real, considerou-se a densidade de estocagem adotada em sistemas de cultivo convencionais que utilizam ração completa e troca parcial de água com aeração (Kubitzka, 2000).

Tabela 19. Estimativa de produção de biomassa, consumo e custos com ração por fase de cultivo/hectare.

Fases	Intervalo de desenvolvimento (g)	Duração (dias)	Conversão alimentar	Biomassa Final (Kg)	Ração por fase	
					Consumo (kg)	Custo (R\$)
Fase 1 - Berçário	0,5 - 25	40	1,1	625	674	674,00
Fase 2 - Crescimento	25 - 100	35	1,2	2.500	2.250	1.620,00
Fase 3 - Engorda	100 - 450	75	1,39	11.250	12.188	8.775,00
Total		150	1,34 (média)		15.112	11.069,36

Fonte: EMATER – PR (2004)

No presente estudo, foram realizados dois tipos de análises econômicas. Uma análise simplificada, considerando-se apenas o alimento empregado para a obtenção e comparação dos custos de produção de tilápias e uma análise global utilizando-se o software Beta para a obtenção dos resultados.

Através da análise econômica simplificada, obteve-se valores estimados de produção de peixes em sistemas de reúso alimentados com ração, e lemna seca e. Para a análise, foi necessária a comparação dos cultivos tradicionais em sistema semi-intensivo, com os modelos de reúso empregados no trabalho.

Dessa forma, foi necessário que se estipulasse dados hipotéticos fixos como o tamanho do viveiro (1 hectare), densidade de estocagem (25.000 alevinos de 0,5 g por hectare), peso médio de venda (450g) e produtividade (11.250 kg/ciclo).

Sendo assim, nota-se que para a obtenção de peixes de tamanho comercial, cultivados em sistemas de reúso e alimentados com lemna seca seriam necessários 483 dias para que os peixes atinjam 450g, peso médio de venda. No

sistema convencional, são necessários apenas 150 dias de cultivo para que os peixes atinjam o mesmo peso.

Tabela 20. Estimativa e comparação dos custos de produção de tilápia em tanques escavados alimentados com efluente doméstico tratado (modelo de reúso) e água limpa (modelo convencional), por ciclo/hectare alimentadas com ração comercial e lemna seca.

Indicadores/ discriminação	Sistema utilizado		
	Modelo convencional	Modelo de reúso	
		Lemna seca	Ração extrusada
Dados técnicos			
Ciclo (dias)	150	483	291
Área do viveiro (ha)	1	1	1
Densidade estocagem (peixes/ha)	25.000	25.000	25.000
Peso médio inicial (g)	0,5	0,5	0,5
Conversão alimentar média estimada	1,34	4,3	2,6
Consumo total (Kg)	15.112	15.112	15.112
Peso médio de venda (g)	450,0	450,0	450,0
Produtividade (Kg/ciclo)	11.250	11.250	11.250
Número de ciclos /ano	2	1	1
Preço médio de venda (R\$/Kg)*	2,50	2,50	2,50
Custos de produção*			
Preço ração (R\$0,70/Kg) **	10.578,00	-	10.578,00
Aquisição alevinos R\$300,00/milheiro)**	7.500,00	7.500,00	7.500,00
Mão-de-obra (R\$/hora)	2,26	2,26	2,26
Mão-de-obra/ciclo (6 h/dia)	2.034,00	2.034,00	2.034,00
Custo variável peixe produzido (R\$/Kg)	0,80	0,38	0,80
Custo variável total (R\$/Kg)	20.112,00	9.534,00	20.112,00
Receita bruta (R\$/ha)			
Venda peixes produzidos (R\$/ha)	28.125	28.125	28.125
Lucro líquido (R\$/ha)			
Receita bruta – Custo variável total (R\$/ha)	8.013,00	18.591,00	8.013,00

* Boletim Emater (2008)

** Universidade de Viçosa:

http://www.uov.com.br/biblioteca/452/tilapia_nado_a_favor_da_correnteza.html (Acesso em 11/03/08)

Considerando o período para se alcançar a produtividade desejada, observa-se que em sistemas de reúso, utilizando lemna seca, seria possível a realização de apenas um ciclo por ano, diferindo do sistema tradicional, onde são realizados dois ciclos anuais.

Segundo Edwards (1992), o uso de águas residuárias para criação de peixes em Calcutá é o maior sistema de aquicultura no mundo, atingindo uma produção que varia de 0,65 a 4,9 t/ha/ano, no ano de 1984.

Shereif *et al.* (1995), cultivaram tilápias e *grey mullet* na Estação Experimental de Suez (EES) obtendo uma produção de peixes de 5-7 ton/ha/ano sem alimento complementar.

Pereira (2004) obteve uma produtividade média de 3,8 t/ha/ciclo com peixes criados no efluente doméstico tratado através de lagoas de estabilização, sem alimento complementar. Para Leon e Moscoso (1999), a capacidade máxima de produção de tilápias em lagoas de estabilização sem alimento complementar é de 4 t/ha/ciclo.

Através da comparação dos dados obtidos nesse estudo com os disponíveis na literatura, nota-se um aumento considerável na produtividade de sistemas de reúso em piscicultura, onde utiliza-se lemnas secas ou peletizadas como alimento suplementar. Entretanto, muitos dos sistemas de reúso citados não utilizam qualquer sistema de aeração para a criação dos peixes, obtendo uma menor produtividade.

Os custos envolvidos também devem ser considerados. Se o lucro líquido obtido com a venda de peixes cultivados em sistema de reúso e alimentados com lemna seca for comparado com o lucro obtido com a venda de peixes cultivados em sistemas tradicionais, nota-se uma diferença considerável de R\$10.578,00/ciclo. Apesar de ser possível a realização de apenas um ciclo de produção ao ano em sistemas de reúso que utilizam lemna seca como alimento, haveria um efeito compensatório. No período de um ano, o produtor ganharia R\$16.026,00 em sistemas tradicionais (2 ciclos ao ano – ganho de R\$8.013,00/ciclo) e R\$18.591,00 em sistemas de reúso com lemna seca utilizada

como alimento. Esta diferença marcante se deve ao fato do gastos com ração representarem 40 a 70% do custo de produção de tilápias (Kubitza, 2000).

Na análise econômica global, os dados obtidos no experimento foram lançados no Software Beta – Programa para Gerenciamento de Aqüiculturas (Lemainski & Makrakis, 2003), que se baseia na metodologia proposta por Shang (1990). Na Tabela 24 encontram-se os dados técnicos utilizados. O sistema de cultivo da simulação utilizou uma área alagada de 1 hectare, com densidade de estocagem de 25 peixes/m².

O valor para a terra foi estipulado em R\$ 10.000, com custo de oportunidade de 3% ao ano. E, para as benfeitorias, um valor de R\$ 40.000, com 6% de custo de oportunidade ao ano e depreciação de 15 anos, com 10% de valor residual.

Tabela 21. Dados técnicos utilizados para a entrada no software, baseados no experimento 1 e ampliados para a produção em 1 hectare de cultivo.

	Lemna seca	Ração extrusada
Área (ha)	1,00	1,00
Povoamento (mil)	250	250
Peso médio inicial (g)	24,70	24,70
Tempo de cultivo (dias)	120	120
Peso médio final (g)	52,50	85,70
Consumo alimento (kg)	24.241,25	34.079,50
Produção total (kg)	11.812,50	19.282,50
Conversão alimentar	4,30	2,60
Sobrevivência (%)	90,00	90,00
Despesca (mil)	22,5	22,5
Preço alevinos (R\$/mil)	100,00	100,00
Preço ração (R\$/kg)	-	0,70
Preço de venda (R\$/kg)	2,50	2,50
Mão de obra (homem/mês)	2	1

Os resultados obtidos na simulação da análise econômica podem ser verificados na Tabela 22. A receita e custo operacional obtidos foram de R\$ 29.520,00 e R\$ 31.188,00 para os peixes alimentados com lemna seca, e de R\$ 48.150,00 e R\$ 53.012,15 para a os peixes alimentados com ração. Os dados obtidos mostram que os sistemas de produção com a utilização das diferentes dietas resultam em um prejuízo de R\$ 1.668,00 para o sistema baseado em lemnas secas, e de R\$ 4.862,15 para o sistema baseado em ração comercial.

Verifica-se que o sistema que utiliza lemnas secas foi mais dependente dos custos fixos (19,64%) do que o sistema baseado em ração comercial (7,84%). Este fato pode ser explicado pela maior utilização da mão-de-obra com a lemna (19,84 contra 7,84%) e pela elevada participação do custo da ração na composição do custo final do sistema que a utiliza (45,00%). Essa comparação demonstra que a substituição do custo do insumo industrializado por mão-de-obra é aparentemente mais vantajosa. Contudo, a análise mostra que ambos os sistemas são inviáveis. Esse fato é explicado pelo pequeno período de cultivo aliado à fase do ciclo de vida dos organismos, que não foram suficientes para atingir a biomassa econômica do sistema. Outra consideração recai sobre o tamanho do experimento e a utilização de água proveniente de esgoto, que determinaram menor crescimento dos organismos.

Tabela 22. Resultados da avaliação econômica realizada com os dados obtidos no experimento1.

	Lemna Seca		Ração Extrusada	
	R\$	%	R\$	%
Receita total	29.520,00	100,00	48.150,00	100,00
Custo Operacional	31.188,00	100,00	53.012,15	100,00
<i>Custos Variáveis</i>	25.000,00	80,16	48.855,65	92,16
Ração	-	-	23.855,65	45,00
Alevinos	25.000,00	80,16	25.000,00	47,16
<i>Custos Fixos</i>	6.188,00	19,84	4.156,50	7,84
Mão de obra	4.063,00	13,03	2.031,50	3,83
Custo de oportunidade	1.125,00	3,61	1.125,00	2,12
Depreciação	1.000,00	3,21	1.000,00	1,89
Investimentos	50.000,00	100,00	50.000,00	100,00
Terra	10.000,00	20,00	10.000,00	20,00
Outros	40.000,00	80,00	40.000,00	80,00
Lucro líquido (R\$)	-1.668,00		-4.862,15	
Equilíbrio preço (R\$)	2,64		2,74	
Equilíbrio produção (kg)	12,48		21.230	

Na avaliação econômica, observa-se que o sistema baseado em lemna seca apresenta resultados de viabilidade econômica superiores quando comparado à ração extrusada, mesmo sendo inviáveis. Esse indício mostra uma

possibilidade de aplicação comercial da tecnologia, como forma de reduzir custos de produção. Entretanto, a escala de produção utilizada no experimento e o pequeno período de utilização desses insumos não são suficientes para a obtenção de conclusões finais sobre os parâmetros de sua viabilidade.

5.1.10. Produção e valor nutricional biomassa de lemnáceas

A produção de média de biomassa durante o período experimental (Experimento 1), foi de 49,6 t/ha. De acordo com dados anuais obtidos em experimentos anteriores, a produção total de biomassa no período de um ano seria de 381,7 t/ha, com uma média de 31,8 t/ha/mês. Considerando que as lemnáceas apresentam 90% de umidade, em média, a produção anual na matéria seca seria de 38.17 t/ha.

A Figura 50 mostra a produção de biomassa obtida ao longo do experimento 1.

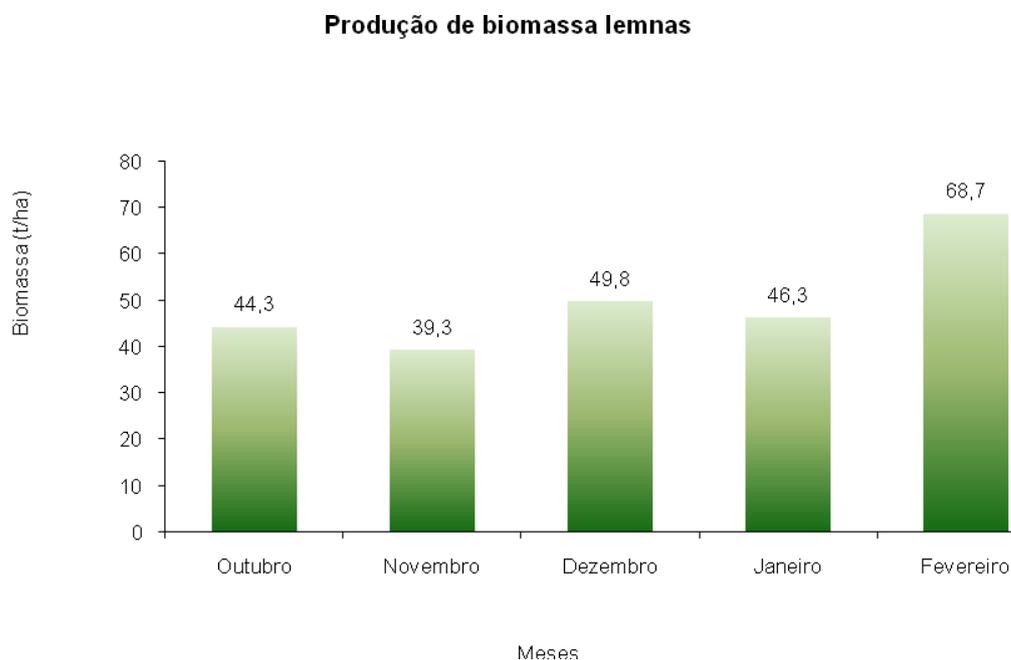


Figura 50. Produção de biomassa de lemnáceas ao longo do experimento 1.

As análises de Proteína bruta mostraram que as plantas coletadas apresentaram em média 38,08% de proteína durante o experimento 1. Considerando o Nitrogênio, as plantas apresentaram 6,08% de N em sua composição. Para o Fósforo, os valores foram de 0,4%. Vale ressaltar que todos os dados citados são baseados na matéria seca.

Os vegetais da família *Lemnaceae* apresentam as maiores taxas de crescimento entre as plantas vasculares (Journey *et al.*, 1993), sendo que freqüentemente dobram sua biomassa em dois ou três dias (dependendo da disponibilidade de nutrientes, temperatura e luminosidade Rejmánková, 1971; Said *et al.*, 1979). As taxas de crescimento são levemente diminuídas no inverno (Junho a Agosto) e no verão (Dezembro a Fevereiro), geralmente são altas, atingindo 0,10 a 0,35 g/dia (Porath e Pollock, 1982). Entretanto, o autor não cita a área utilizada para o cálculo.

A produtividade das lemnáceas pode variar de 10 a 30 ton /ha/ano na matéria seca. Essas grandes variações devem-se a alguns fatores como a espécie, condições climáticas, dimensão da superfície de cultivo, disponibilidade de nutrientes e manejo. Assumindo uma produtividade anual média de 17,6 t/ha/ano com um nível protéico de 37% na matéria seca, a produção de proteína por hectare das lemnáceas é mais alta do que a maioria dos vegetais cultiváveis e cerca de 10 vezes a da soja (Iqbal, 1999). El-Shafai *et al.* (2007) obtiveram uma produção de biomassa de 50 t/ha/ano (matéria seca) com lemnáceas cultivadas como pós-tratamento de efluentes UASB e Oron (1990) afirma que sob condições ideais de cultivo, esse valor pode chegar a 55/t/ha/ano.

Durante o experimento 1, houve um aumento gradativo da produção de biomassa, durante o período de Outubro/06 a Fevereiro/07, sendo que a produção média mensal foi de 31.8 t/ha e a produção anual estimada seria de 381.7 t/ha com 38.08% de proteína bruta. Considerando que as lemnáceas apresentam 90% de água em sua composição, esses valores seriam de 38,17 t/ha/ano na matéria seca.

De modo geral, os menores valores de biomassa foram obtidos nos meses mais frios e os maiores dados foram registrados em meses mais quentes.

Dentro da família *Lemnaceae*, as espécies que podem se desenvolver em águas residuais e apresentam maiores níveis de proteína são: *Lemna*, *Spirodella* e *Landoltia* (Skilicorn *et al.*, 1993). A quantidade de proteína presente nas lemnáceas é diretamente relacionada às condições de cultivo. Quando cultivadas em meios ricos em nutriente, podem apresentar níveis de proteína variando de 30 a 40% e de fibra 5 a 15% (Gijzen e Khondker, 1997). Segundo Journey *et al.* (1993), lemnáceas cultivadas em águas pobres em nutrientes podem apresentar níveis de proteína que variam de 15 a 25% e níveis de fibra que variam de 15 a 30%.

Reddy e DeBusk (1987), encontraram 4-15 mg/g de P (0.9% na matéria seca) no tecido de lemnáceas cultivadas em lagoas de estabilização e Alaerts *et al.* (1996), 3,2-8,7 mg P/g (0.5% na matéria seca). Al-Nozaily *et al.* (2000) afirmam que a relação C:N:P de lemnáceas cultivadas em efluente doméstico varia de 40:5:1 a 50:8:1.

Quando o objetivo é aliar o tratamento do efluente e a produção de biomassa, é de extrema importância que o pré-tratamento seja efetivo, devido ao efeito tóxico que uma alta quantidade de matéria orgânica causa sobre as plantas. As lemnáceas devem ser utilizadas apenas no polimento do efluente final, como tratamento secundário ou terciário (Bonomo *et al.*, 1997). Essas macrófitas têm preferência pela absorção de amônia mesmo na presença de outras formas de nitrogênio, fato responsável pela maior rapidez na formação de proteína nas lemnas que em outras plantas (Oron *et al.*, 1988).

Paralelamente, as lemnáceas suportam concentrações de amônia total de até 50 mg/L (Körner *et al.*, 2001), sendo que acima deste valor, seu crescimento e a remoção de nutrientes torna-se extremamente comprometida.

5.2. Experimento 2 - Reúso de efluentes domésticos no cultivo de tilápias vermelhas alimentadas com lenha peletizada

5.2.1. Análise descritiva dos parâmetros físicos e dados climáticos

As Figuras 51 e 52 mostram a distribuição dos dados relativos aos parâmetros físicos registrados ao longo do experimento 2 nos quatro pontos de coleta (EL- entrada lenhas, SL – saída lenhas, SPL – saída tanque peixes alimentados com lenha peletizada e SPR – saída tanque peixes alimentados com ração).

Os valores de pH médios obtidos para os quatro pontos foram de 7.8, 7.6, 8.2 e 8.3, respectivamente. Observou-se um declínio na Alcalinidade ao longo dos quatro pontos, sendo os valores médios obtidos de 240.7, 211.9, 88.4 e 83.8 mg de CaCO_3/L , respectivamente. Os valores médio de condutividade obtidos foram de 4.7, 4.1, 2.7 e 2.9 ms e os de oxigênio dissolvido foram de 1.5, 0.8, 8.4 e 8.7 mg/L.

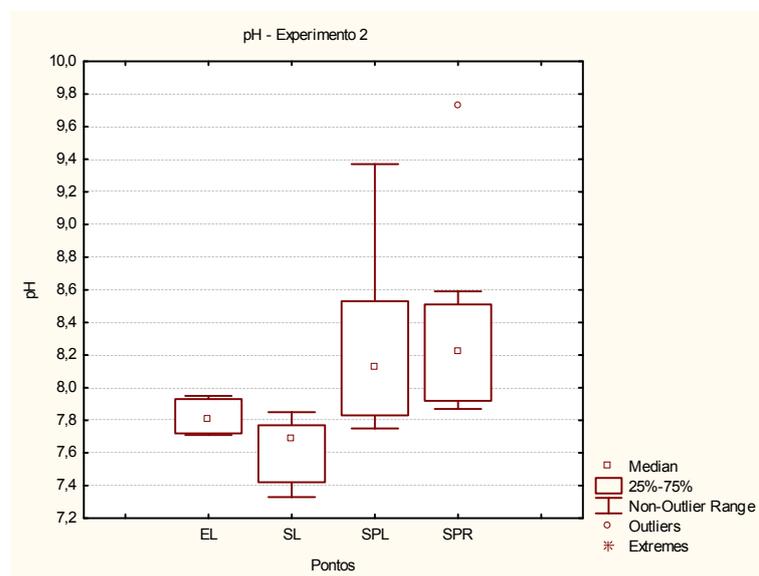


Figura 51. Distribuição dos valores de pH ao longo do Experimento 2.

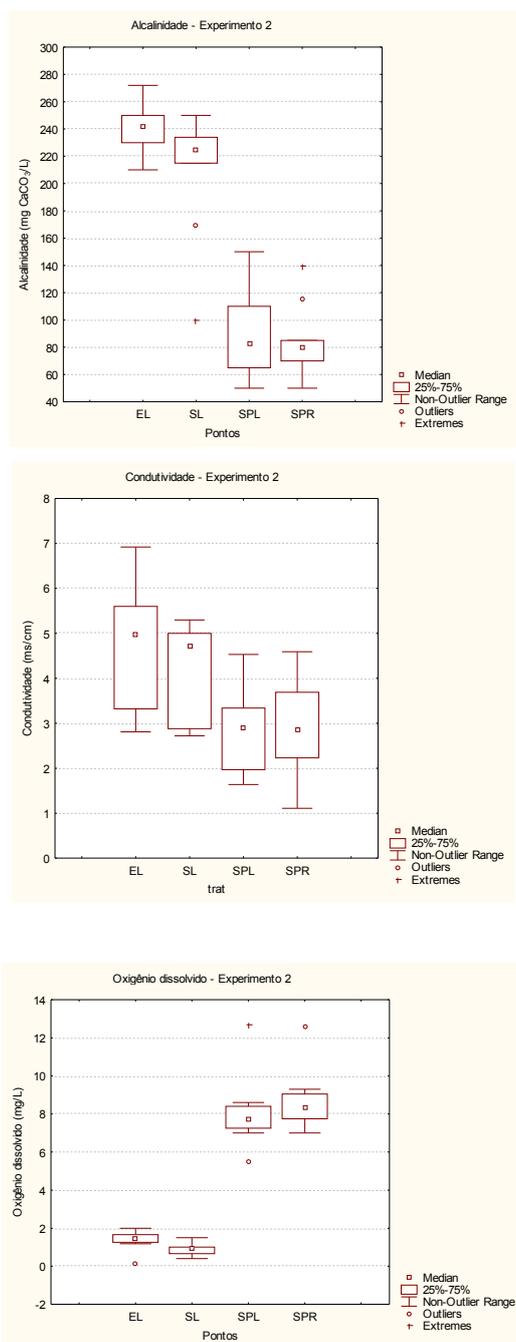


Figura 52. Distribuição dos valores de Alcalinidade, Condutividade e Oxigênio Dissolvido ao longo do Experimento 2.

Considerando os parâmetros físicos, nota-se um aumento significativo nas concentrações de oxigênio nos tanques dos peixes, devido à aeração constante e

à alta quantidade de algas. O pH também sofreu um aumento significativo nos tanques de peixes, como é mostrado na Figura 53. como ocorreu no experimento 1, os valores de alcalinidade também diminuiram nos tanques de peixes.

Durante o experimento 2, nota-se uma redução significativa na condutividade, sendo os valores médios obtidos para EL, SL, SPL e SPR de 4.7, 4.1, 2.7 e 2.9 mg/L, respectivamente. Segundo a CETESB (2008), a condutividade é uma expressão numérica da capacidade de uma água conduzir a corrente elétrica, indicando a quantidade de sais existentes na coluna d'água, e, portanto, representa uma medida indireta da concentração de poluentes. Sendo assim, nessa situação, mostra que o efluente dos tanques de peixes apresentaram melhor qualidade, de maneira geral.

Levando em conta os dados climáticos, nota-se que houve um decréscimo na temperatura no último mês de experimento (Maio), não sendo possível que a coleta de dados fosse realizada por um maior período de tempo. As tilápias são peixes muito sensíveis a baixas temperaturas, sendo que o consumo de alimentos torna-se comprometido abaixo dos 17°C, como foi citado anteriormente.

A temperatura média registrada ao longo do experimento 2 foi de 22.3°C. Vale ressaltar que no mês de Maio, as temperaturas foram mais baixas, sendo a média de 17.9°C. Essa variável também influencia na remoção de poluentes pelas lernas e produção de biomassa.

Da mesma forma, ocorreu uma diminuição da insolação no mês de Maio, o que também pode afetar na eficiência de remoção pelas lernas. A Tabela 23 indica os dados climáticos médios.

Tabela 23. Dados climatológicos médios registrados durante o experimento 2.

Meses	Dados climatológicos				
	Evaporação (mL)	Insolação (h)	Precipitação (mm)	Temperatura Média (°C)	Umidade do ar (%)
Março	109.8	224.2	213.7	25.8	77.9
Abril	97.8	187.7	39.9	23.4	77.8
Maio	77.8	128.6	142.0	17.9	78.9

5.2.2. Análise descritiva e perfil das variáveis físico-químicas

- Sólidos Totais, Sólidos Totais Fixos, Sólidos Totais Voláteis e Sólidos Suspensos

No experimento 2, os resultados médios de Sólidos Totais nos quatro pontos foram de 2518.8, 1718.1, 1937.7 e 1747.8 mg/L. Considerando os Sólidos Totais Fixos, os resultados em EL, SL, SPL e SPR foram de 2020.4, 1520.2, 1486.8, 1529.4 mg/L. Levando em conta os Sólidos Totais Voláteis, os valores foram de 508.4, 274.2, 289.3, e 346.3 mg/L . Quanto aos Sólidos Suspensos, os valores médios obtidos foram de 50.4, 27.4, 43.2 e 43.3 mg/L nos quatro pontos. As Figuras 53, 54, 55 e 56 mostram a análise descritiva e o comportamento dessas variáveis ao longo do período experimental.

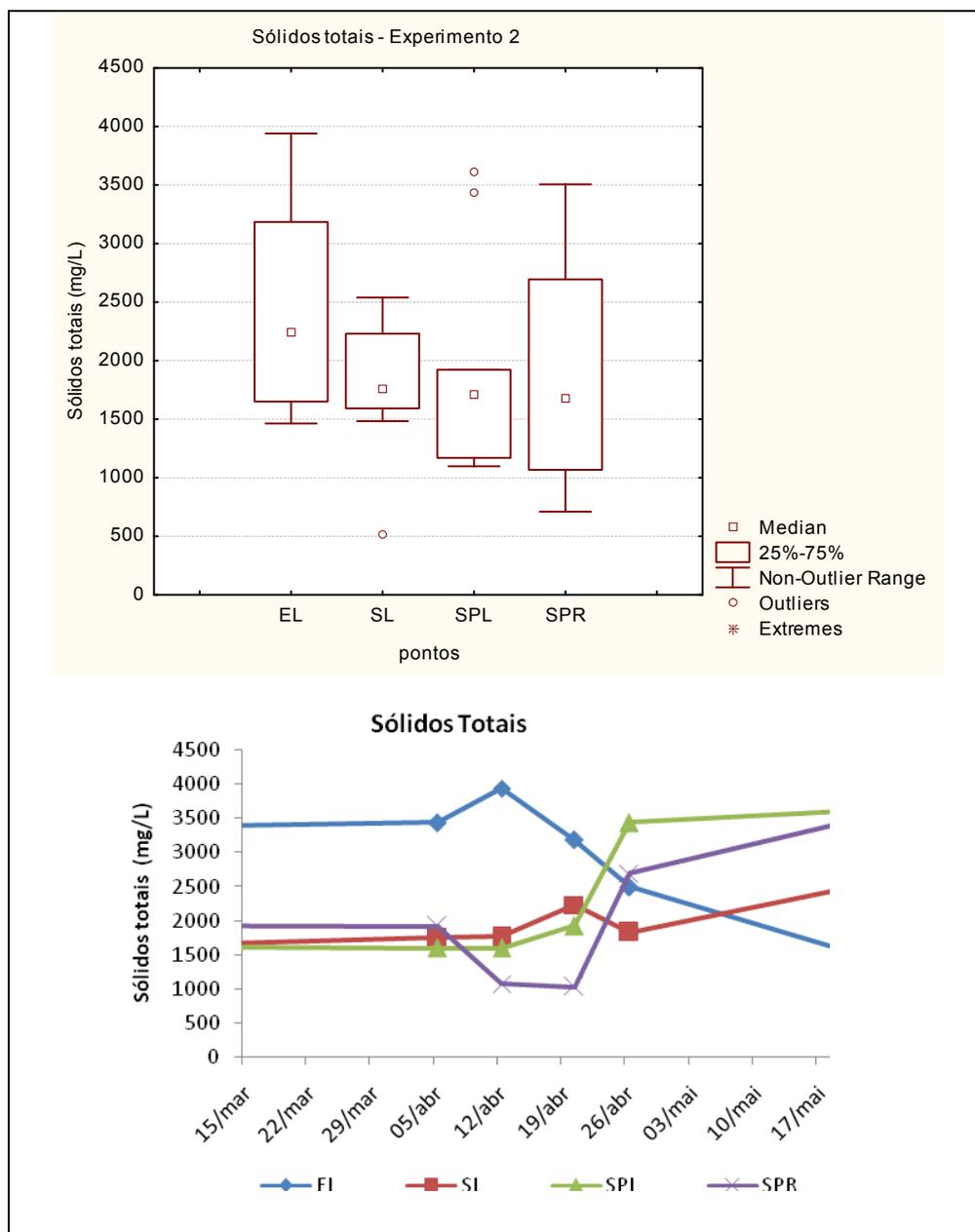


Figura 53. Distribuição dos valores de Sólidos totais e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 2.

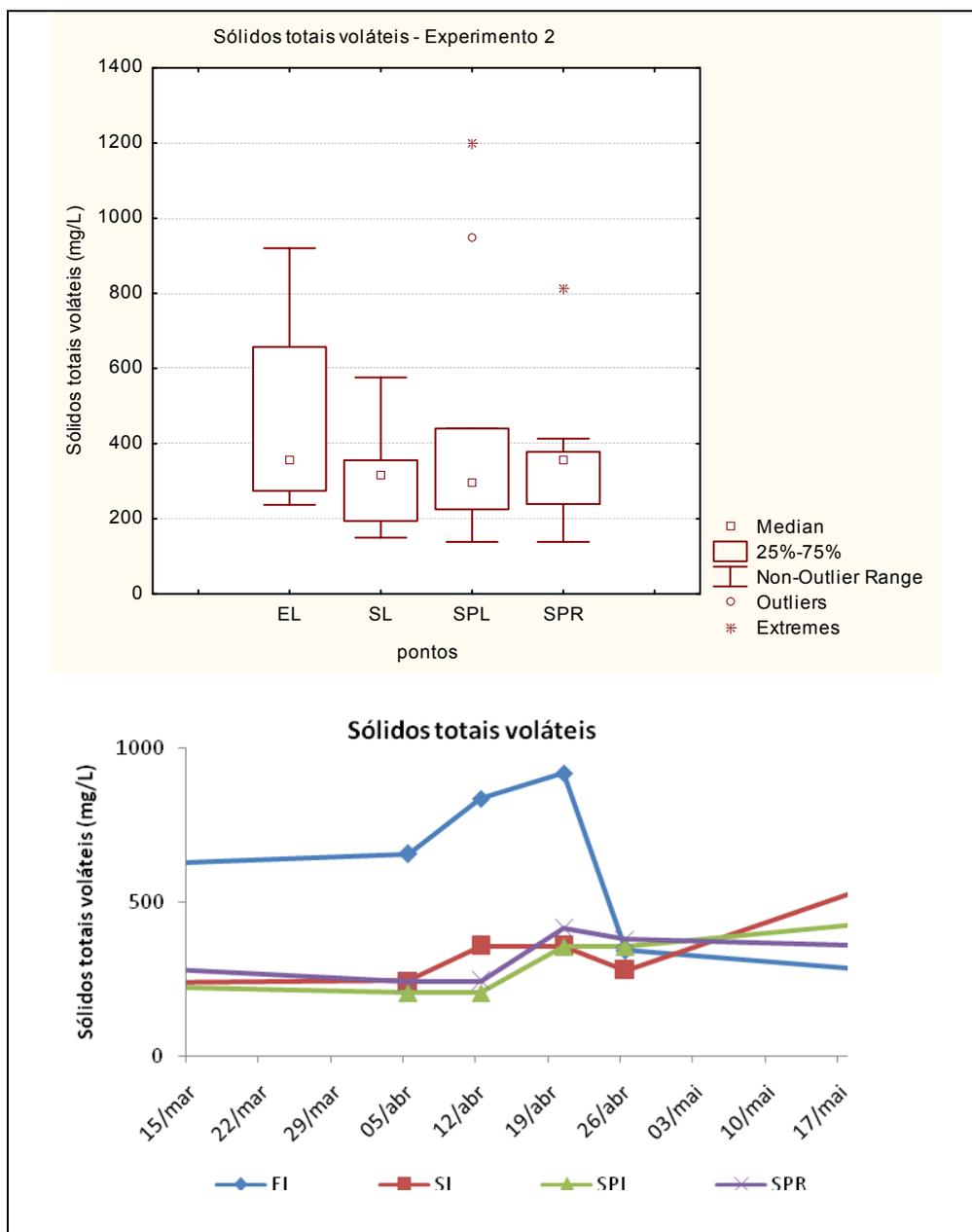


Figura 54. Distribuição dos valores de Sólidos totais voláteis e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 2.

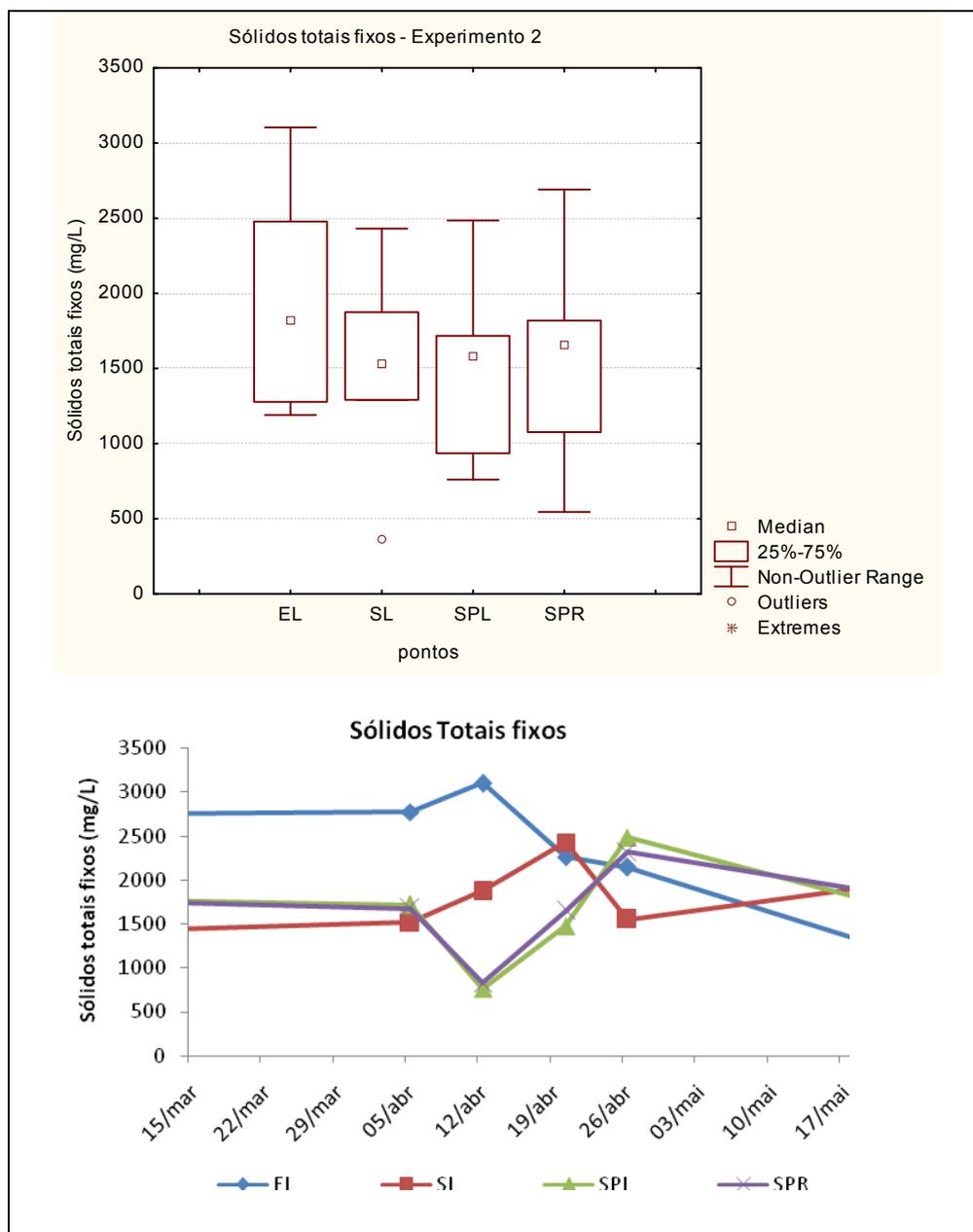


Figura 55. Distribuição dos valores de Sólidos totais fixos e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 2.

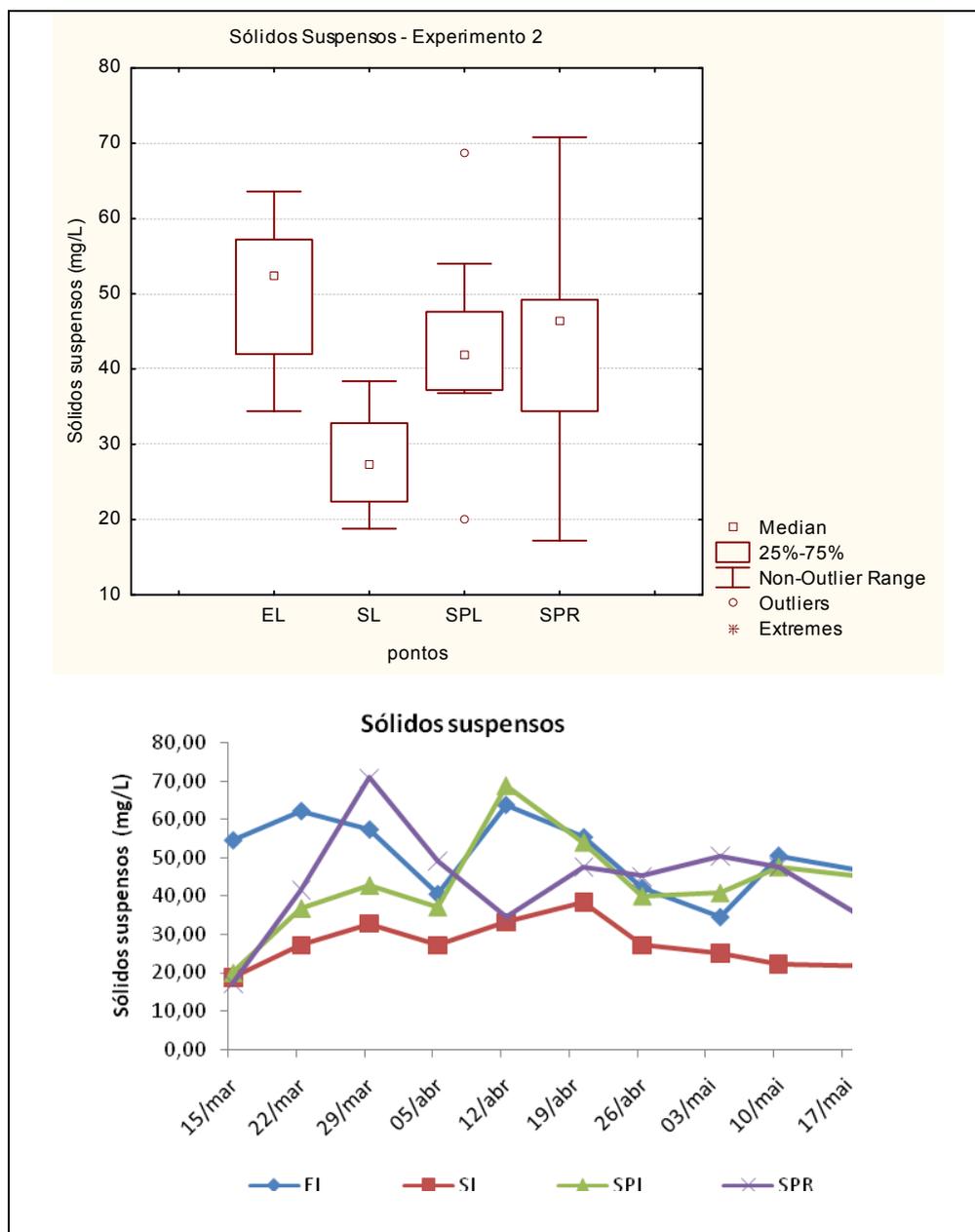


Figura 56. Distribuição dos valores de Sólidos suspensos e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 2.

- Demanda Química de Oxigênio Total e Solúvel

Os dados médios de DQO total obtidos nos quatro pontos são 195.3, 118.1, 93.1 e 109.1 mg/L. Para a DQO solúvel, os dados foram de 147.7, 93.7, 75.0 e

90.7 mg/L. As Figuras 57 e 58 mostram a análise descritiva e o comportamento dessas variáveis ao longo do período experimental.

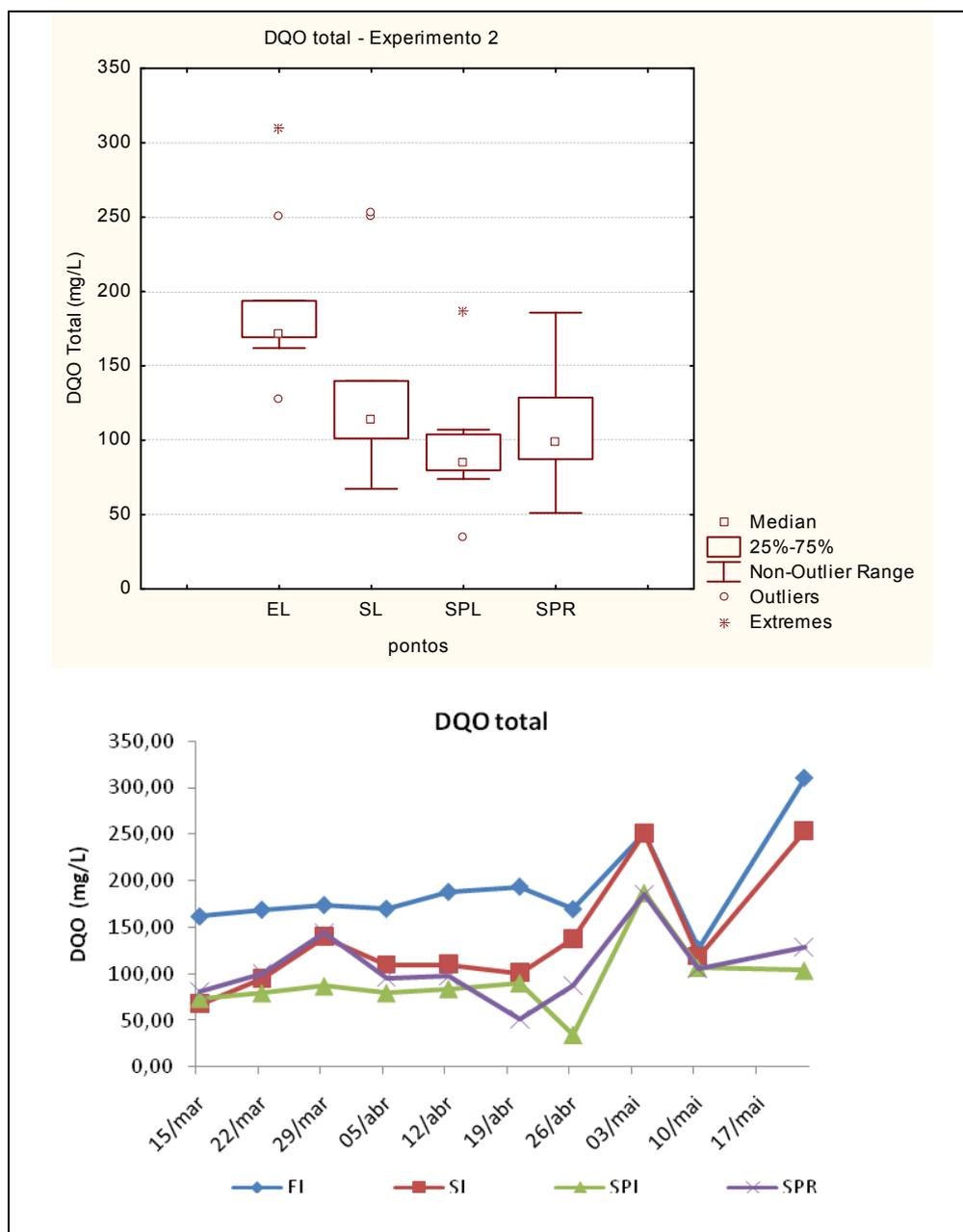


Figura 57. Distribuição dos valores de DQO total e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 2.

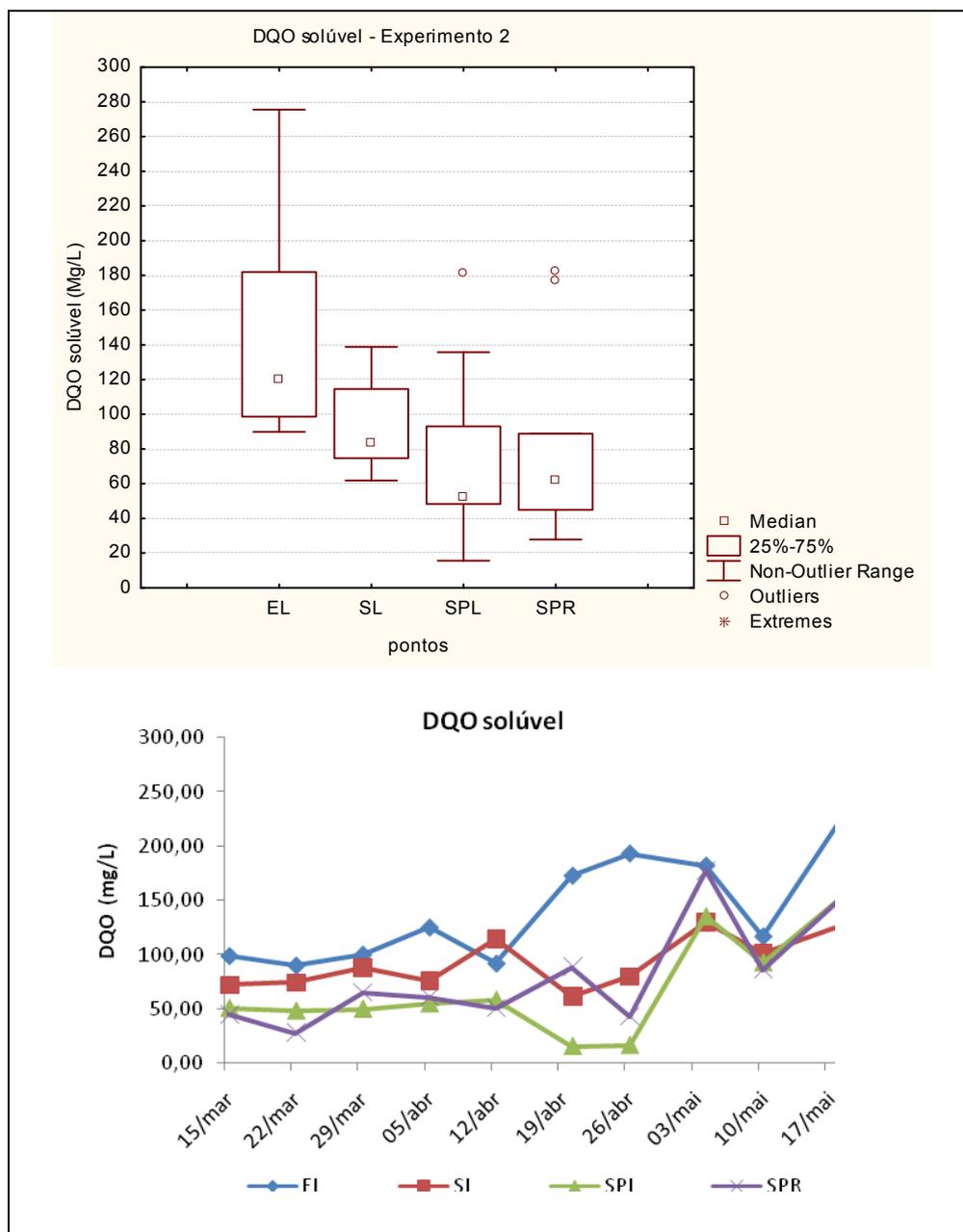


Figura 58. Distribuição dos valores de DQO solúvel e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 2.

- Série Nitrogenada

Os dados médios obtidos para a amônia nos quatro pontos foram 33.4, 23.1, 4.1 e 3.0 mg/L. Para o nitrito, os valores obtidos foram: 0.07, 0.07, 1.0 e 1.91 mg/L. Os dados de nitrato foram os seguintes: 0.51, 0.53, 3.1, 3.6 mg/L.

Nas análises de NTK, obteve-se valores médios de 34.6, 27.7, 5.1 e 8.1 mg/L para os quatro pontos. As Figuras 59, 60, 61 e 62 mostram as análises descritivas e perfis dessas variáveis durante o experimento. A Figura 63 mostra o balanço das formas de nitrogênio como um todo.

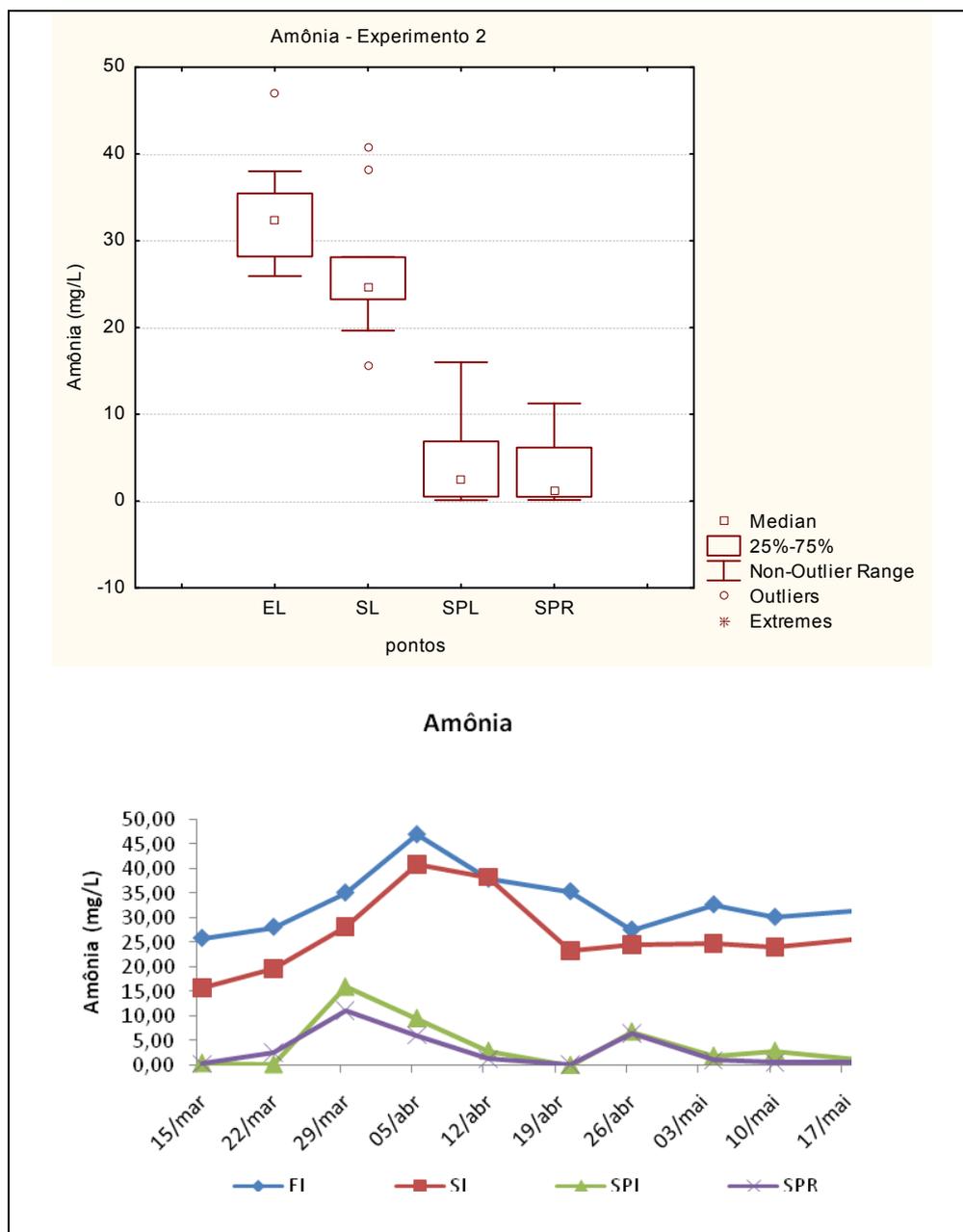


Figura 59. Distribuição dos valores de *amônia* e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 2.

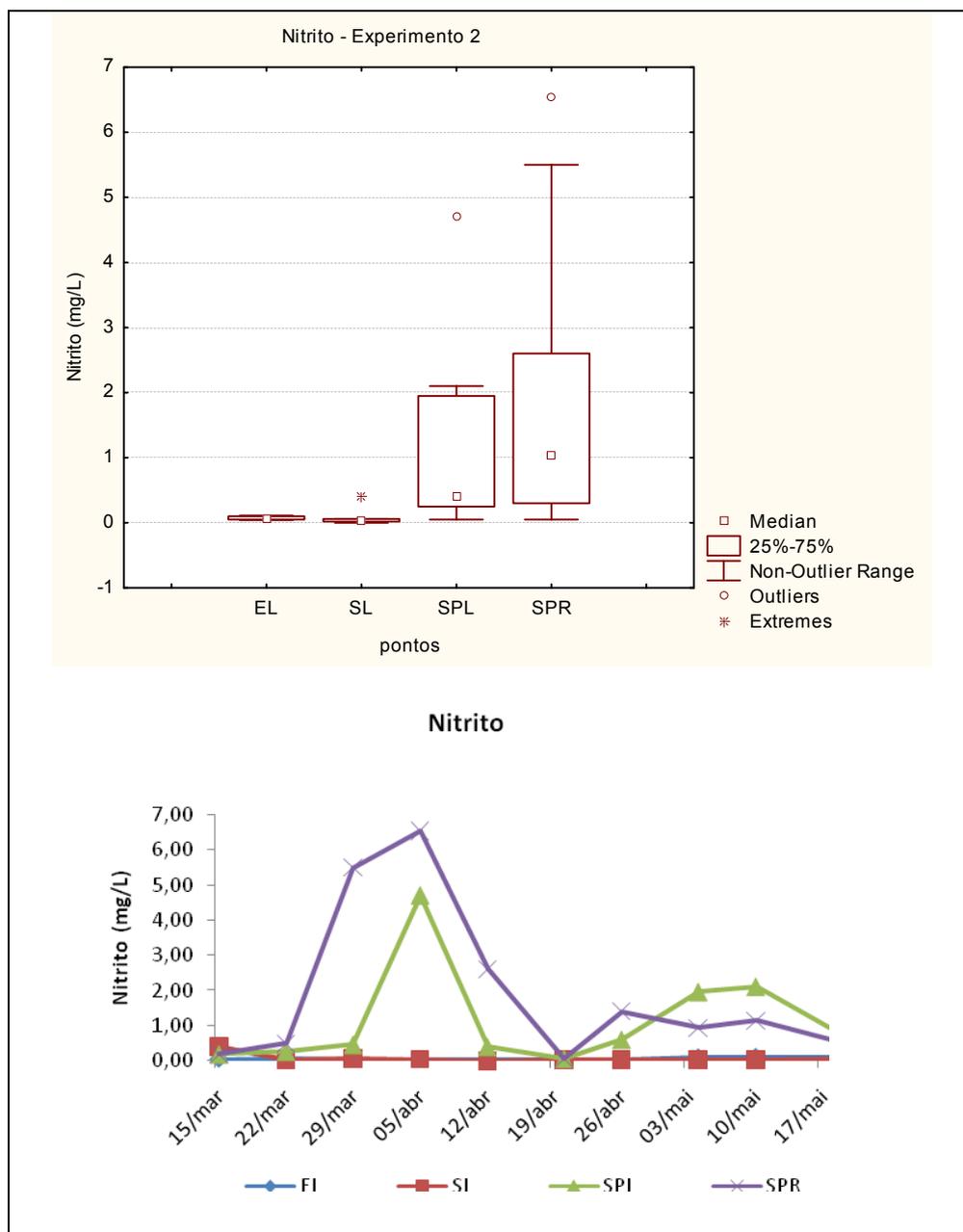


Figura 60. Distribuição dos valores de *Nitrito* e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 2.

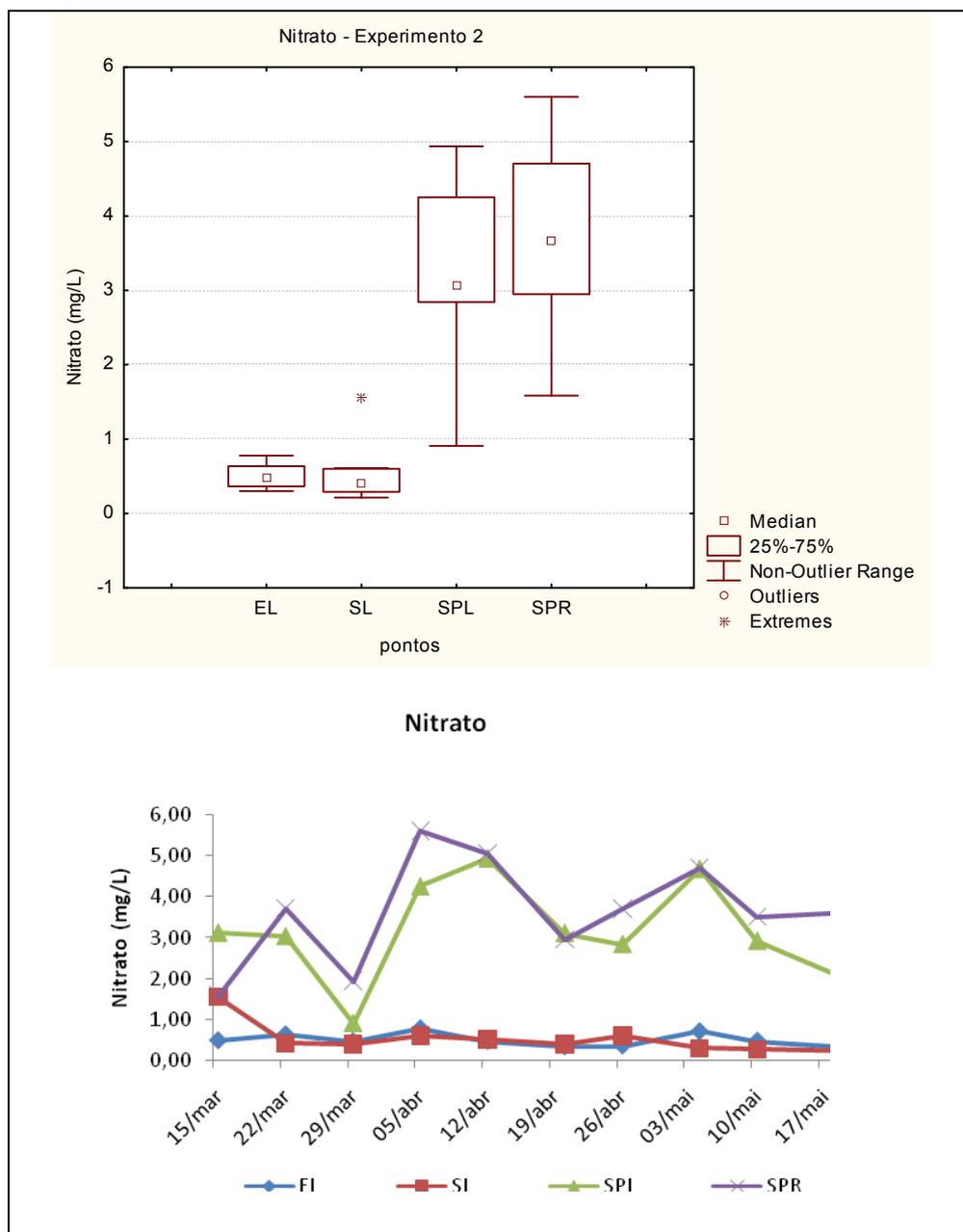


Figura 61. Distribuição dos valores de *Nitrato* e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 2.

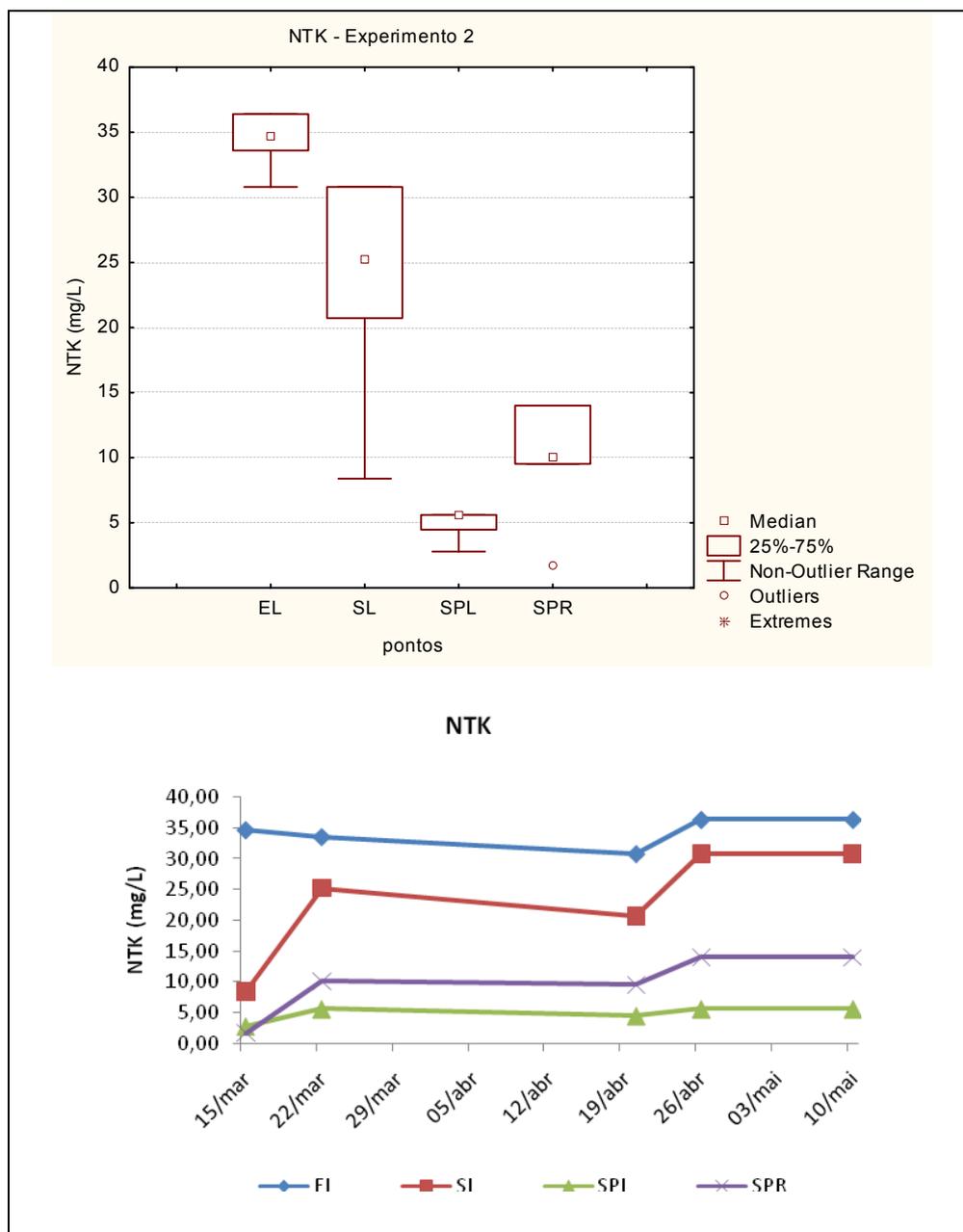


Figura 62. Distribuição dos valores de *NTK* e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 2.

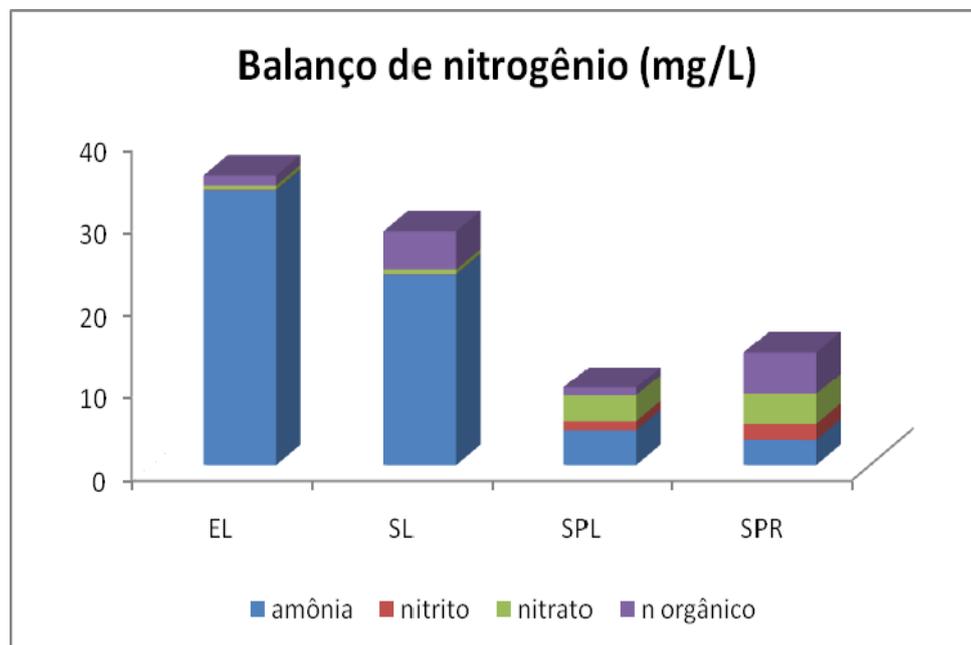


Figura 63. Balanço de Nitrogênio – Experimento 2

- Fosfato, Turbidez e Clorofila “a”

Os dados de fosfato obtidos foram 11.0, 7.8, 4.1 e 3.2 mg/L nos quatro pontos. Os valores médios de Turbidez obtidos foram de 195.8, 89.0, 14.7 e 27.1 U.N.T. e para a Clorofila, os dados médios registrados foram de 0.22, 0.14, 0.10 e 0.17 mg/L. As Figuras 64, 65 e 66 mostram as análises descritivas e os perfis dessas variáveis ao longo do período experimental.

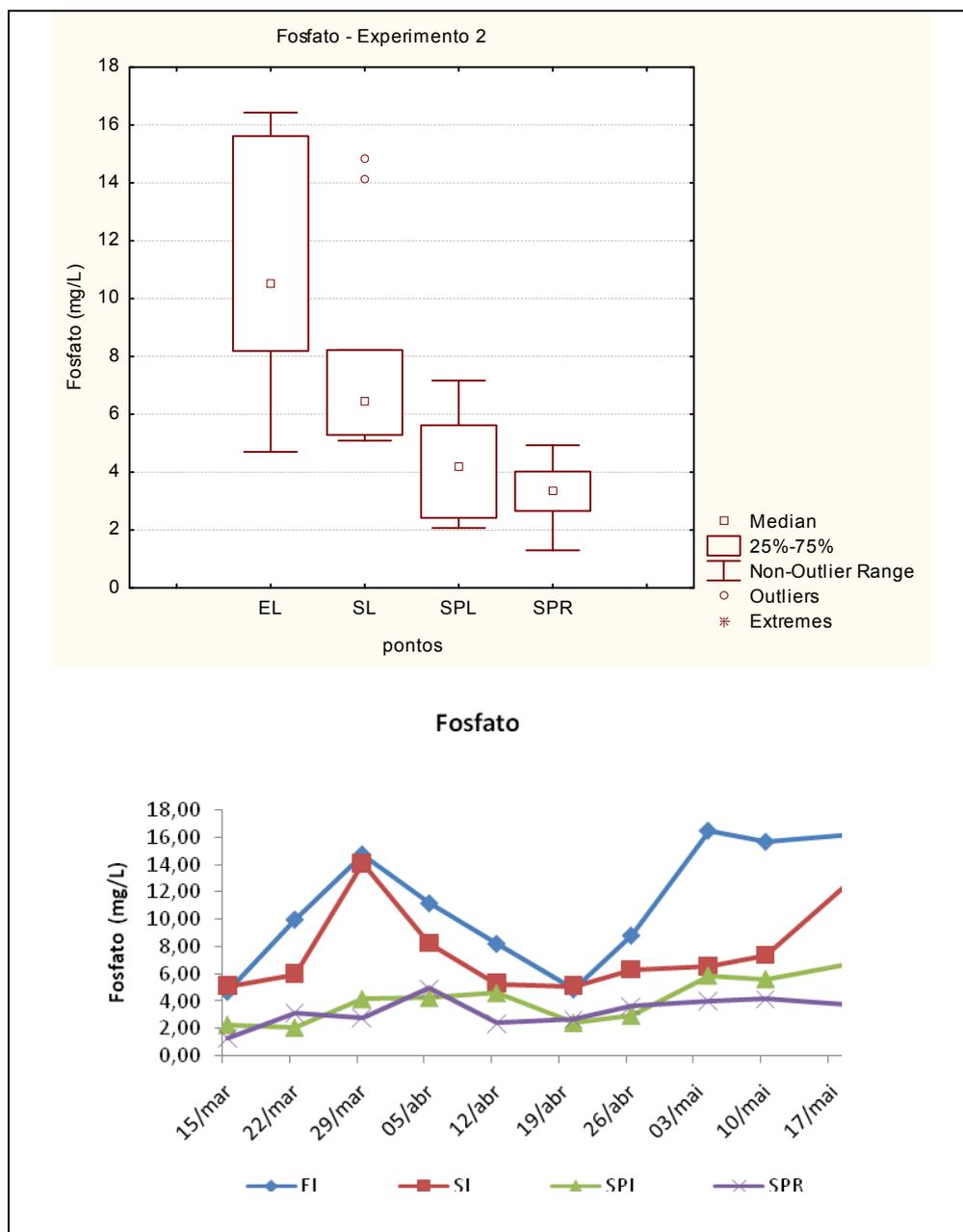


Figura 64. Distribuição dos valores de Fosfato e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 2.

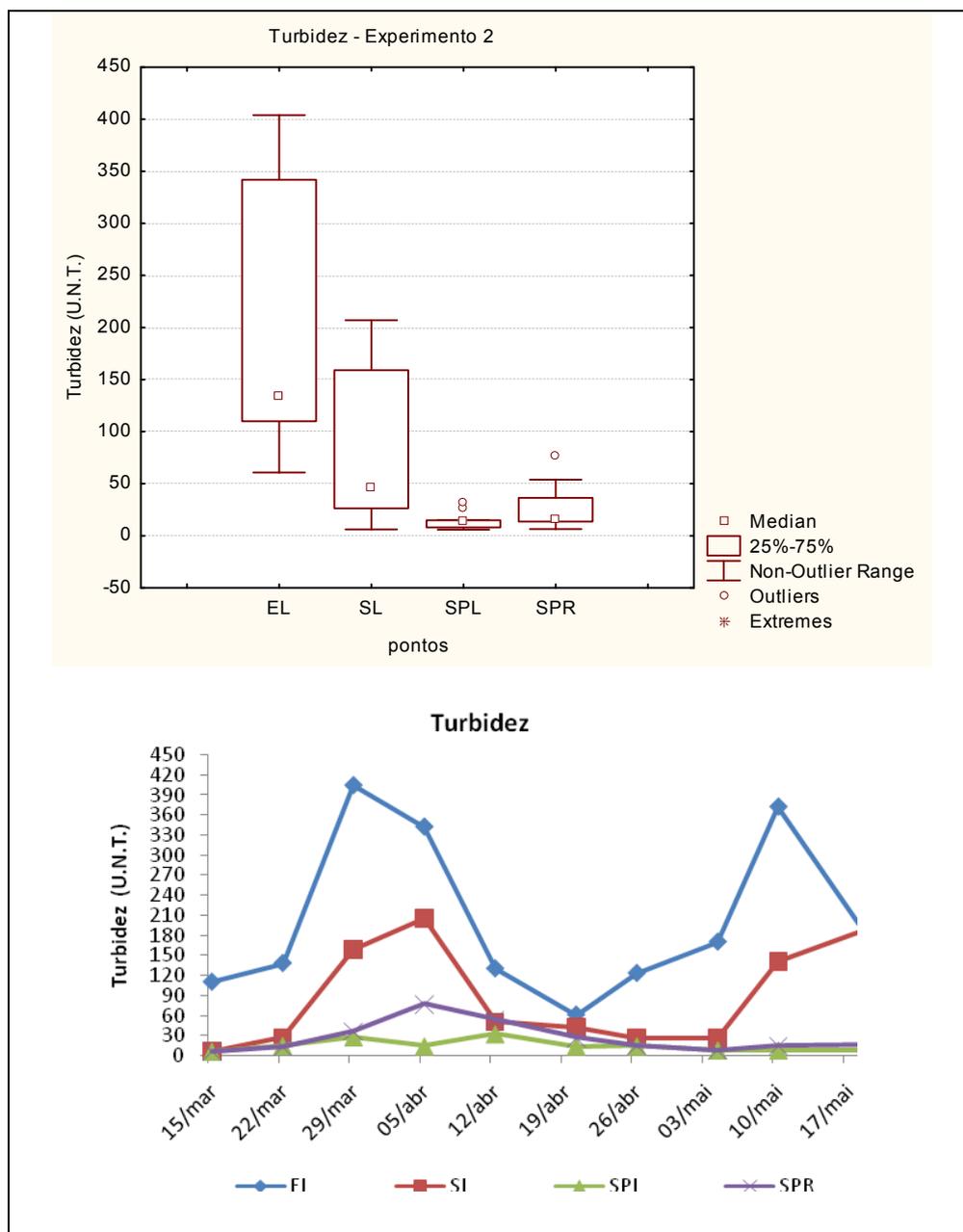


Figura 65. Distribuição dos valores de Turbidez e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 2.

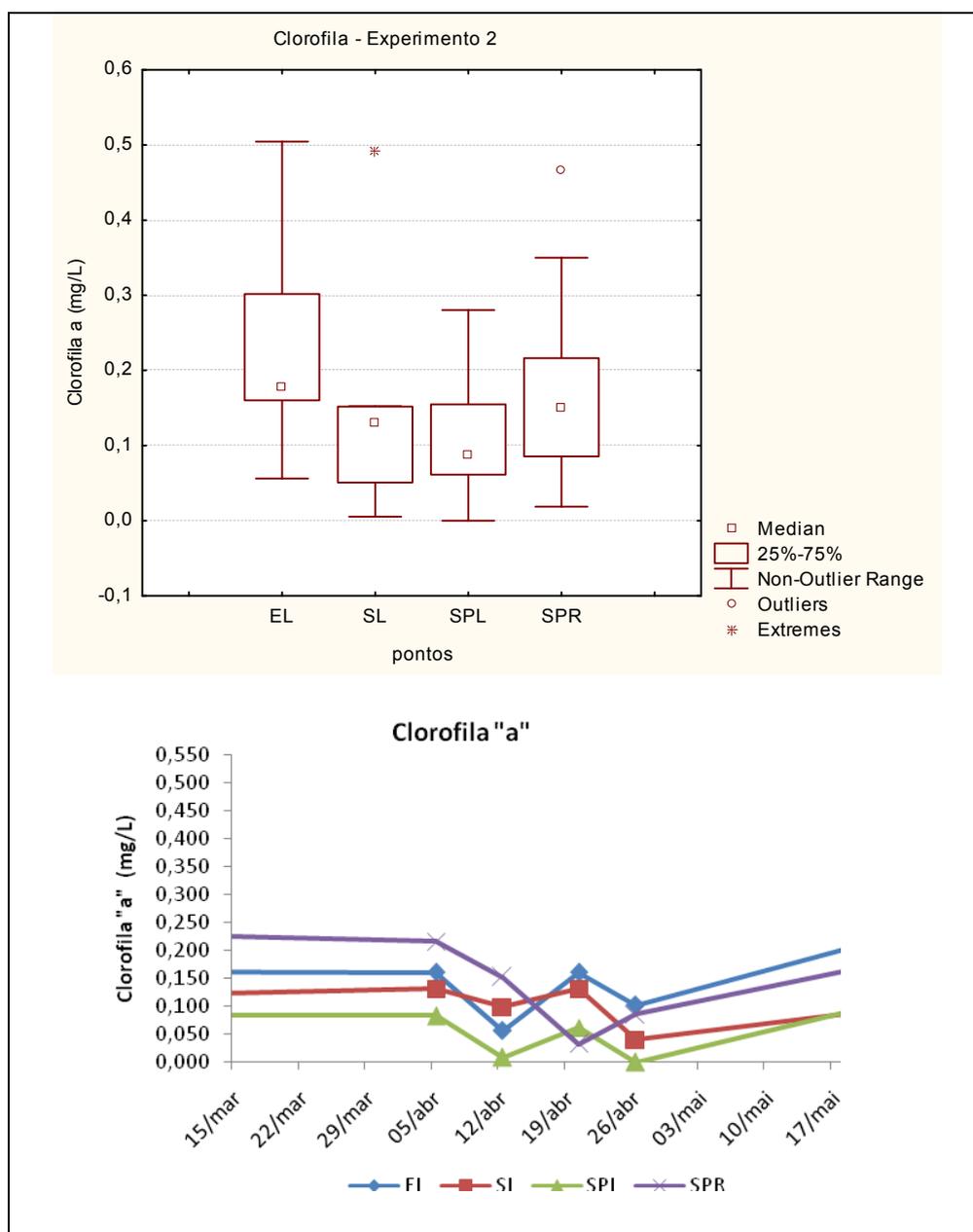


Figura 66. Distribuição dos valores de Clorofila "a" e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 2.

- Coliformes totais e *E. coli*

Considerando os coliformes totais e os dados médios obtidos nos quatro pontos avaliados foram: $1.83E+07$, $6.91E+06$, $3.51E+05$ e $2.11E+05$

Indivíduos/L. Para *E. coli*, os dados foram de $2.05E+04$, $1.50E+03$, $1.00E+03$ e $1.00E+03$. As Figuras 67 e 68 mostram as análises descritivas e perfis dos Coliformes totais e *E. coli* ao longo do período experimental.

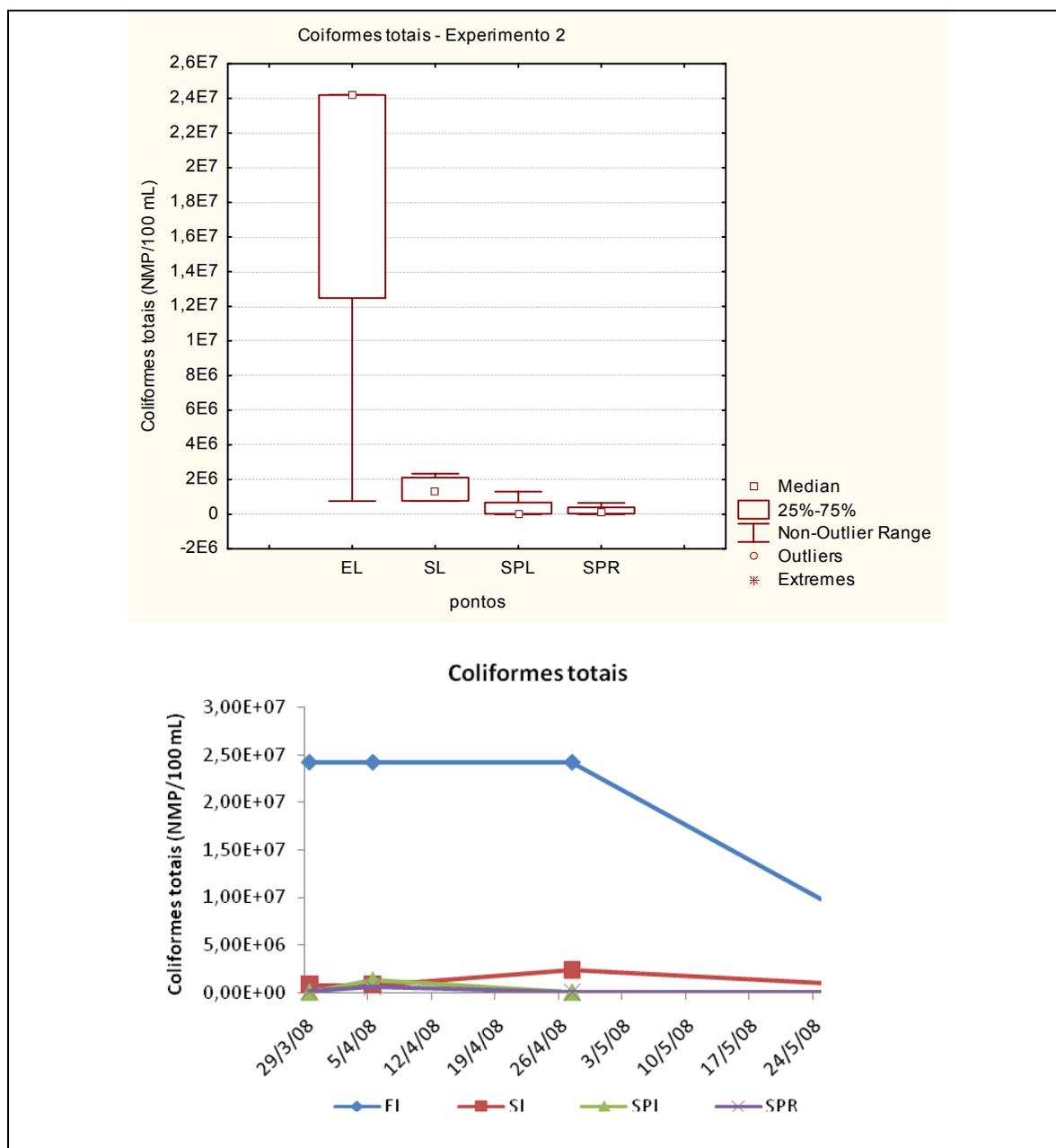


Figura 67. Distribuição dos valores de Coliformes totais e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 2.

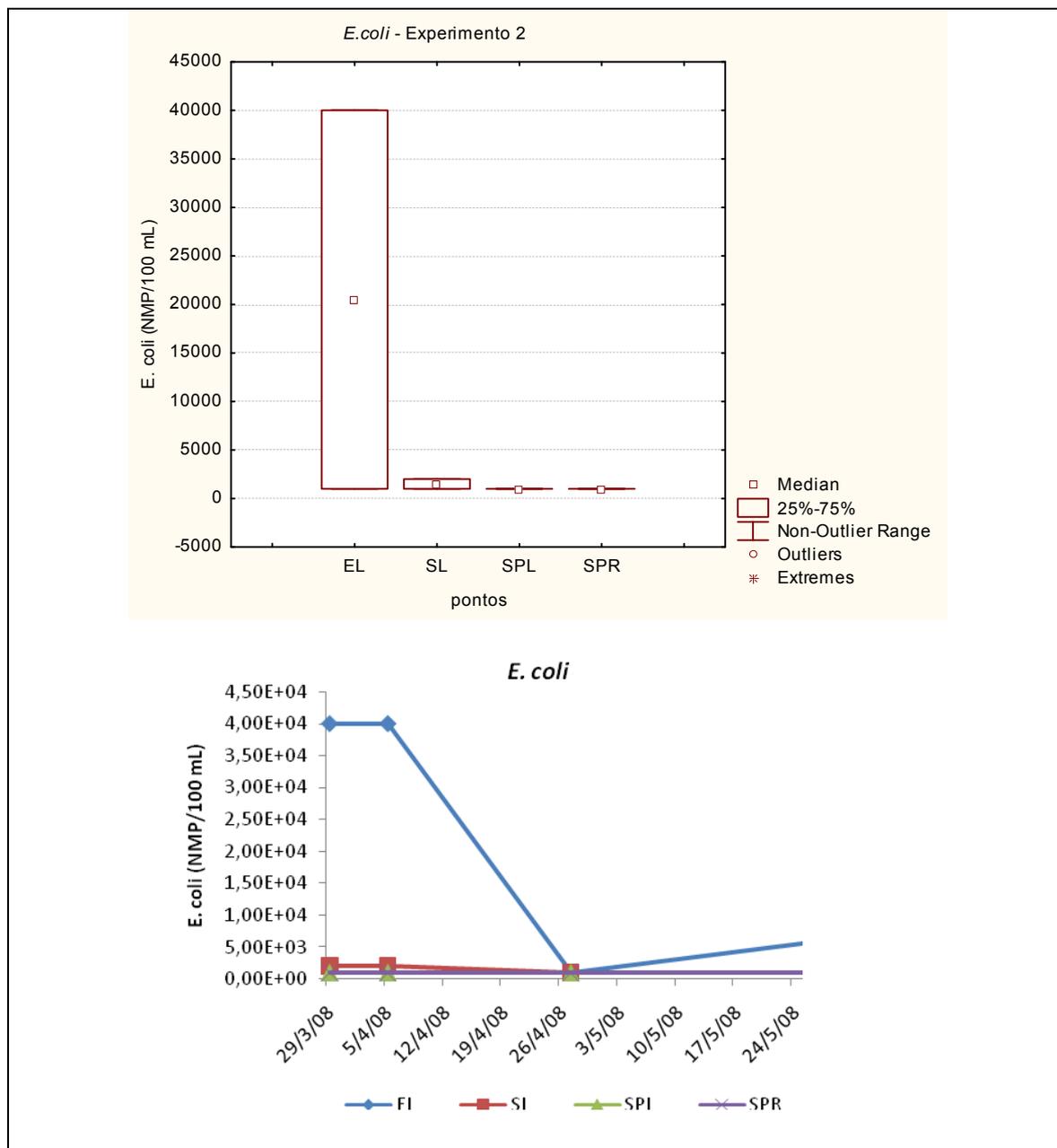


Figura 68. Distribuição dos valores de *E. Coli* e perfil dos dados registrados ao longo do Experimento 2.

5.2.3. Eficiência de remoção e comportamento das variáveis físico-químicas do Sistema de reúso piloto

As variáveis analisadas e as eficiências de remoção obtidas no Sistema de Reúso Piloto (Sistema de Tratamento com Lemnáceas e Tanques de Cultivo de Peixes) durante o período de Março a Maio de 2007 são mostradas na Tabela 24, 25 e 26.

Tabela 24. Valores médios, desvio-padrão e eficiência de remoção das variáveis analisadas nos Sistema de Tratamento com Lemnáceas no período de Março a Maio de 2007 (n=20)

Variável	Entrada Lemnas (EL)	Saída Lemnas (SL)	Eficiência de remoção Lemnas (%)
Turbidez (NTU)	195,8± 95,8	89,0±79,7	54,5
DQO total (mg/L)	195,3±58,7	118,16±47,8	39,4
DQO solúvel (mg/L)	147,7±71,9	93,7±27,3	36,5
NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	33,4±6,0	23,1±7,0	30,8
NO ₂ ⁻ -N (mg/L)	0,07±0,02	0,07±0,11	8,39
NO ₃ ⁻ -N (mg/L)	0,51±0,16	0,53±0,43	4,05
NTK (mg/L)	34,6±2,60	27,7±9,28	19,9
P-PO ₄ ³⁺ (mg/L)	11,07±4,52	7,89±3,60	28,7
Sólidos suspensos(mg/L)	50,4±9,7	28,0±5,9	44,4
Sólidos totais (mg/L)	2518,9±866,7	1718,1±557,0	1,7
Sólidos totais fixos (mg/L)	2010,4±705,1	1520,2±572,1	24,3
Sólidos totais voláteis (mg/L)	508,4±257,6	274,2±139,9	46,0
Coliformes totais (#/100ml)	1,83E+07	6,91E+06	62,3
Log(10)	7,26	6,83	
<i>E.coli</i> (#/100ml)	2,05E+04	1,50E+03	92,6
Log(10)	4,31	3,17	
Clorofila "a" (mg/L)	0,221±0,14	0,140±0,15	36,4

Como podem ser observadas nas tabelas citadas, as eficiências de remoção das lemnáceas, dos tanques de peixes alimentados com lemnas secas e dos tanques de peixes alimentados com ração comercial foram analisadas

separadamente. Como no Experimento 1, nota-se que ocorre uma diminuição da concentração das variáveis na saída do tanque de lemnas. Entretanto, nota-se um aumento dessas concentrações nos tanques de peixes.

Para o parâmetro Turbidez, a eficiência de remoção para os três pontos analisados foi de 54.5, 89.8 e 82.9%. Maia (2008), em estudo realizado com polimento de efluente doméstico com lemnáceas observou um aumento nos valores médios de Turbidez, sendo que o efluente também apresentou coloração atípica. Possivelmente, estes fatores estão relacionados ao aumento da carga orgânica e períodos de seca que tornaram o efluente mais concentrado, reduzindo a eficiência das unidades de tratamento.

Considerando a DQO total, os dados médios de remoção registrados foram de 39.4, 50.5 e 52.7% e para a DQO solúvel, esses valores foram de 36.5, 49.9 e 44.2%.

Maia (2008) obteve eficiências de remoção de DQO total e DQO solúvel relativamente baixas, o que segundo a autora, teve relação com as baixas temperaturas registradas durante o experimento, que podem ter influenciado negativamente na remoção desses parâmetros. Entretanto, El – Shafai *et al.*(2007), não observaram diferença significativa na remoção de DQO ($p \geq 0,05$), durante o inverno e o verão, 72% e 64% para as duas estações citadas em um TRH de 15 dias. Paralelamente, Benjawan e Koottatep (2007), demonstraram eficiências semelhantes de 71% em 16 dias de retenção.

Como anteriormente afirmado por Ghangrekar *et al.* (2007), a concentração de DQO aceitável para prática aquícolas é de no máximo 50 mg/L. No Experimento 2, o sistema de lemnáceas também não conseguiu atingir uma eficiência suficiente, apresentando valores médios de DQO total de 75.9 e 118.1 mg/L, respectivamente.

Considerando a série nitrogenada, ocorreu uma diminuição gradual da amônia no sistema de lemnáceas e nos tanques de peixes, sendo encontradas eficiências de remoção de 30.8, 88.0 e 91.0 % para os três pontos (SL, SPL e SPR). As remoções médias da amônia e NTK no experimento 2 foram de 30.8% e 19.9%, respectivamente. Nota-se que em temperaturas mais baixas, a eficiência

de remoção de compostos nitrogenados foi menor que as registradas no Experimento 1. Durante o experimento 2, as baixas temperaturas registradas nos meses de maio, junho e agosto (16.6, 17.1 e 16.3°C) influenciaram negativamente na remoção da amônia e NTK.

El- Shafai *et al.* (2007) afirma que as eficiências de remoção de amônia e NTK são influenciadas pela temperatura, como já citado no Experimento 1.

Maia (2008) obteve baixa eficiência de remoção para compostos nitrogenados em lagoas com lemnáceas, o que relaciona-se fortemente à temperatura e insolação e observa-se que o desempenho da lagoa de lemnáceas foi melhor durante os meses mais quentes. Em um trabalho realizado por El-Shafai *et al.* (2007) confirma-se esta afirmação através de análises estatísticas comparativas realizadas com os dados de remoção de nutrientes obtidos no verão e inverno. Os autores afirmam que as eficiências de remoção de amônia e NTK durante o verão foram de 98% e 80% e no inverno esses valores sofreram um decréscimo, atingindo 44% e 45% para os mesmos parâmetros ($p < 0,01$).

Muitos trabalhos citados na literatura utilizaram lemnáceas no tratamento de esgoto doméstico, sendo que os resultados relacionados à dinâmica do Nitrogênio nesses sistemas são variados. No trabalho realizado por Polisel (2005), obteve-se uma remoção de 39.7% de nitrogênio amoniacal em 2 dias utilizando as lemnáceas no tratamento terciário do esgoto doméstico. Tavares *et al* (2008), obtiveram 52.9% de remoção em 7 dias de retenção no tratamento terciário de dejetos suínos.

Levando em conta a variável Fósforo, observaram-se eficiências de remoção de 28.7, 60.9 e 67.9%, respectivamente para os três pontos estudados.

No presente estudo, a eficiência de remoção de ortofosfato obtida no experimentos 2 foi de 28.7%. Maia (2008) obteve uma eficiência de remoção de 31.9% em um TRH de 10 dias . Como já discutido anteriormente, Maia (2008) afirma que o desempenho das plantas na remoção dessa variável foi maior nos meses mais quentes (Outubro de 2007 a Janeiro de 2008).

Maia (2008) obteve baixa eficiência de remoção de fósforo em lagoas de lemnáceas devido às baixas temperaturas registradas no experimento. El- Shafai

et al. (2007) confirmam esta afirmação através de análises estatísticas comparativas realizadas com os dados de remoção de Fósforo total obtidos no verão e inverno em sistemas com lemnáceas. Os autores afirmam que a eficiência de remoção de fósforo durante o verão foi de 73%, enquanto que no inverno esses valores caíram para 40% ($p < 0,01$).

Em um estudo realizado por Lyerly (2004), obteve-se uma eficiência de remoção 63% de ortofosfato em efluentes de suinocultura (DQO de 940 mg.L^{-1}) em um tempo de detenção de apenas 10 dias.

Carvalho-Knighton *et al.* (2004) utilizando lemnáceas na remoção de nutrientes de esgoto doméstico (DQO de 352 mg.L^{-1}), obtiveram uma remoção de ortofosfato de 50% em um tempo de retenção de 6 dias.

Na série de sólidos as eficiências de remoção foram bem variadas, mas geralmente baixas. Para os sólidos totais, os valores médios obtidos foram de 1.7, 12.1 e 18.4% para os três pontos. As eficiências para Sólidos totais fixos foram de 24.3, 20.6 e 18.6% e para os Sólidos totais voláteis esses valores foram de 46.0, 22.5 e 2.22%, respectivamente. Para os Sólidos Suspensos, a remoção no sistema de tratamento com lemnáceas foi de 44.4%, mas devido ao aumento da quantidade de algas nos tanques de peixes, a remoção diminuiu para 12.4 e 10.1% em SPL e SPR.

Maia (2008) analisou o desempenho de uma lagoa de lemnáceas no polimento de efluentes domésticos e observou um incremento de sólidos no sistema. Segundo a autora, a baixa remoção de sólidos durante o experimento pôde ser explicada devido à ploriferação de algas nos períodos mais quentes ao longo do período experimental. El-Shafai *et al.* (2007), trabalharam com lemnáceas como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB (TRH de 15 dias) e observaram que a remoção de Sólidos Suspensos no inverno foi maior que no verão ($p < 0.01$), sendo de 63% e 43%, respectivamente. Benjawan e Kootattep (2007) obtiveram uma remoção de 91% de sólidos suspensos em sistemas com lemnáceas, dentro de 16 dias. Tavares *et al.* (2008) obtiveram uma eficiência de remoção de 75,29% em um período de 21 dias com a utilização de lemnáceas no tratamento terciário de efluentes de suinocultura. Entretanto, Poliseu (2005)

obteve a remoção de 31.0% em dois dias no tratamento terciário de esgoto doméstico com lemnáceas, o que demonstra que o tempo de retenção é importante para a melhoria da remoção desse parâmetro.

A remoção da Clorofila no Sistema de tratamento com lemnáceas foi 36.4% e para os tanques de peixes alimentados com lemna peletizada, a remoção foi de 59.2%. Entretanto, houve um incremento dessa variável nos tanques de peixes alimentados com ração, devido à grande quantidade de algas presente e uma conseqüente remoção negativa expressa em vermelho nas tabelas.

Os valores médios de remoção de Coliformes totais para os três pontos foram 62.3, 98.5 e 99.2%. Para a *E. coli*, as eficiências de remoção médias foram de 92.6 para o sistema de lemnáceas e 69.8% para ambos os tanques de peixes.

Como já afirmado anteriormente, observa-se que a temperatura influenciou significativamente na eficiência de remoção desse parâmetro no presente estudo.

De maneira geral, ao compararmos o polimento de efluentes domésticos com macrófitas da Família Lemnaceae e lagoas de maturação tradicionais, pode-se citar que as eficiências de remoção de amônia e ortofosfato são geralmente mais altas nas lagoas de maturação tradicionais. Fato que pode ser explicado pela maior quantidade de algas presentes na superfície e na coluna d'água das lagoas, em relação às lemnáceas que apresentam-se apenas na superfície e em menor número. O processo de volatilização também tende a ocorrer com maior intensidade em lagoas de maturação tradicionais, devido à grande quantidade de algas presentes. Assim, ocorre uma elevação do pH, favorecendo o processo, fato que não ocorre em lagoas com lemnáceas, onde as algas não conseguem sobreviver devido ao bloqueio dos raios solares causado pela presença das macrófitas.

Maia (2008) comparou lagoas de maturação com telas para desenvolvimento do biofilme e lagoas com lemnáceas no polimento do esgoto doméstico e concluiu que as lagoas com telas apresentam melhor desempenho na remoção de compostos nitrogenados, devido à maior ocorrência de processos de nitrificação e desnitrificação. No mesmo trabalho, a autora afirma que o efluente

final da lagoa de maturação em presença de macrófitas quando comparado à lagoa com telas apresentou melhores resultados para a remoção de sólidos suspensos e coliformes fecais. Como já discutido anteriormente, a presença das lemnas na superfície contribui com a morte das algas e conseqüente diminuição nos sólidos suspensos. Por outro lado, a remoção de coliformes pode ocorrer com a retirada constante das plantas do sistema, pois essas bactérias ficam aderidas às raízes buscando proteção.

5.2.4. Capacidade de polimento dos tanques de peixes e qualidade da água

No experimento 2, as temperaturas médias registradas nos meses de Março e Abril foram mais baixas (entre 23 e 25°C), ressaltando-se que em Maio, houve um decréscimo significativo, chegando a 17°C.

De modo geral, a capacidade de polimento dos tanques de peixes foi satisfatória em ambos os experimentos. No Experimento 2, as maiores eficiências de remoção foram obtidas para Turbidez (de 82.9 a 89.8%), Amônia (de 88.0 a 91.0%), NTK (de 71.4 a 85.2%), Coliformes totais (de 99.1 a 98.5%) e *E. Coli* (69.8%). Eficiências medianas ocorreram para DQO total (de 42.7 a 50.5%), DQO solúvel (de 44.2 a 49.9%) e Fosfato (de 60.9 a 67.9%). Baixas eficiências de remoção foram registradas para os sólidos de maneira geral: Sólidos totais (de 12.1 a 18.4%), Sólidos totais Fixos (18.6 a 20.6%), Sólidos totais voláteis (2.22 a 22.5%). Levando em conta os sólidos suspensos, houve um incremento nos tanques de peixes alimentados com ração (SPR), sendo que a remoção foi quase nula (10,1%) no experimento 2. A quantidade de nutrientes presentes na ração excedente e conseqüentemente, nas fezes dos peixes, proporciona o crescimento de algas, aumentando o teor de sólidos suspensos no tanque.

As variáveis nitrito e nitrato sofreram um aumento considerável, devido à aeração constante, causando a oxidação da amônia nos tanques de cultivo, como ocorreu no Experimento1.

As Tabelas 25 e 26 mostram o comportamento das variáveis físico-químicas analisadas nos tanques de peixes alimentados com lemnas peletizadas

e ração comercial.

Tabela 25. Valores médios, desvio-padrão e eficiência de remoção das variáveis analisadas nos Tanques de Cultivo de peixes alimentados com lemnas peletizadas no período de Março a Maio de 2007 (n=20)

Variável	Entrada Lemnas (EL)	Saída Lemnas (EL)	Tanques peixes alimentados com lemnas peletizadas (SPL)	Eficiência de remoção SPL (%)
Turbidez (NTU)	195,8±95,8	89,0±79,7	14,7±8,8	89,8
DQO total (mg/L)	195,3±58,7	118,16±47,8	93,13±41,0	50,5
DQO solúvel (mg/L)	147,7±71,9	93,7±27,3	75,0±59,0	49,9
NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	33,4±6,0	23,1±7,0	4,19±5,0	88,0
NO ₂ ⁻ -N (mg/L)	0,07±0,02	0,07±0,11	1,0±1,4	-
NO ₃ ⁻ -N (mg/L)	0,51±0,16	0,53±0,43	3,1±1,4	-
NTK (mg/L)	34,6±2,60	27,7±9,28	5,1±1,6	85,2
P-PO ₄ ³⁺ (mg/L)	11,07±4,52	7,89±3,60	4,14±1,72	60,9
Sólidos suspensos (mg/L)	50,4±9,7	28,0±5,9	43,2±12,5	12,4
Sólidos totais (mg/L)	2518,9±866,7	1718,1±557,0	1937,7±947,0	12,1
Sólidos totais fixos (mg/L)	2010,4±705,1	1520,2±572,1	1486,8±648,3	20,6
Sólidos totais voláteis (mg/L)	508,4±257,6	274,2±139,9	289,3±112,8	22,5
Coliformes totais (#/100ml)	1,83E+07	6,91E+06	3,51E+05	98,5
Log(10)	7,26	6,83	5,54	
<i>E.coli</i> (#/100ml)	2,05E+04	1,50E+03	1,00E+03	69,8
Log(10)	4,31	3,17	3,0	
Clorofila "a" (mg/L)	0,221±0,14	0,095±0,15	0,106±0,09	59,2

Tabela 26. Valores médios, desvio-padrão e eficiência de remoção das variáveis analisadas nos Tanques de Cultivo de peixes alimentados com ração comercial no período de Março a Maio de 2007; (n=20)

Variável	Entrada Lemnas (EL)	Saída Lemnas (EL)	Tanques peixes alimentados com ração comercial (SPR)	Eficiência de remoção SPR (%)
Turbidez (NTU)	195,8± 95,8	89,0±79,7	27,1±22,7	82,9
DQO total (mg/L)	195,3±58,7	118,16±47,8	109,1±46,0	42,7
DQO solúvel (mg/L)	147,7±71,9	93,7±27,3	90,7±62,6	44,2
NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	33,4±6,0	23,1±7,0	3,03±3,6	91,0
NO ₂ ⁻ -N (mg/L)	0,07±0,02	0,07±0,11	1,9±2,2	-
NO ₃ ⁻ -N (mg/L)	0,51±0,16	0,53±0,43	3,64±1,3	-
NTK (mg/L)	34,6±2,60	27,7±9,28	8,1±4,6	71,4
P-PO ₄ ³⁺ (mg/L)	11,07±4,52	7,89±3,60	3,2±1,0	67,9
Sólidos suspensos (mg/L)	50,4±9,7	28,0±5,9	43,3±14,3	10,1
Sólidos totais (mg/L)	2518,9±866,7	1840,1±557	1747,8±898,6	18,4
Sólidos totais fixos (mg/L)	2010,4±705,1	1520,2±572,1	1529,4±696,8	18,6
Sólidos totais voláteis (mg/L)	508,4±257,6	274,2±139,9	346,3±201,4	2,22
Coliformes totais (#/100ml)	1,83E+07	6,91E+06	2,11E+05	99,1
Log(10)	7,26	6,83	5,32	
<i>E.coli</i> (#/100ml)	2,05E+04	1,50E+03	1,00E+03	69,8
Log(10)	4,31	3,17	3,0	
Clorofila "a" (mg/L)	0,221±0,14	0,09±0,15	0,177±0,15	-

A Tabela 27 mostra a comparação das eficiências de remoção do Sistema de Reúso Piloto com tanques de peixes alimentados com lemnas secas (SPL) e ração comercial (SPR) através da Análise de Variância.

Tabela 27. Comparação das eficiências de remoção obtidas no Sistema de Reúso Piloto nos tanques de peixes alimentados com lemnas peletizadas (SPL) e ração comercial (SPR) comercial no período de Março a Maio de 2007.

Variável	N	Eficiência de remoção SPL	Eficiência de remoção SPR	Valor de p
Turbidez (NTU)	20	89,8 ^a	82,9 ^a	0,2014
DQO total (mg/L)	20	50,5 ^a	42,7 ^a	0,3222
DQO solúvel (mg/L)	20	49,9 ^a	44,2 ^a	0,5919
NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	20	88,0 ^a	91,0 ^a	0,6030
NO ₂ ⁻ -N (mg/L)	20	-1673,3 ^a	-3803,8 ^a	0,2727
NO ₃ ⁻ -N (mg/L)	20	-540,4 ^a	-657,5 ^a	0,3246
NTK (mg/L)	20	85,2 ^a	71,4 ^a	0,0522
P-PO ₄ ³⁺ (mg/L)	20	60,9 ^a	67,9 ^a	0,1702
Sólidos suspensos (mg/L)	20	12,4 ^a	10,1 ^a	0,8692
Sólidos totais (mg/L)	20	12,1 ^a	18,4 ^a	0,8404
Sólidos totais fixos (mg/L)	20	20,6 ^a	18,6 ^a	0,9064
Sólidos totais voláteis (mg/L)	20	22,5 ^a	2,22 ^a	0,6151
Coliformes totais (#/100ml)	20	98,5 ^a	99,1 ^a	0,7040
<i>E.coli</i> (#/100ml)	20	69,8 ^a	69,8 ^a	1,0000
Clorofila "a" (mg/L)	20	59,2 ^b	-7,3 ^a	0,0458

De maneira geral, nota-se que não houve diferença significativa para os tratamentos SPL (Lemna peletizada) e SPR (ração) para a maioria das variáveis analisadas ($p \geq 0,05$). Entretanto, houve diferença significativa para a Clorofila "a" ($p \geq 0,05$) devido ao incremento dessa variável nos tanques alimentados com ração. As maiores eficiências de remoção foram obtidas para os parâmetros Turbidez, Amônia, NTK, Coliformes totais e *E. Coli*.

Conforme citado no Experimento 1, Ghangrekar *et al* (2007) afirma que os limites máximos de Nitrato, Nitrito e Fosfato para a prática da aquicultura, são de 3.0, 0.3 e 3 mg/L, respectivamente. No experimento 2, os valores encontrados para nitrato, nitrito e fosfato foram de 0.5, 0.07 e 7.8 mg/L, respectivamente, e observa-se que as concentrações de fosfato encontra-se acima das recomendadas pelo autor.

5.2.5. Parâmetros zootécnicos dos peixes cultivados no Sistema de Reúso.

As Figuras 69, 70 e 71 mostram os parâmetros zootécnicos dos peixes cultivados no Sistema de reúso Piloto submetidos aos dois tratamentos (Lemna peletizada e Ração comercial).

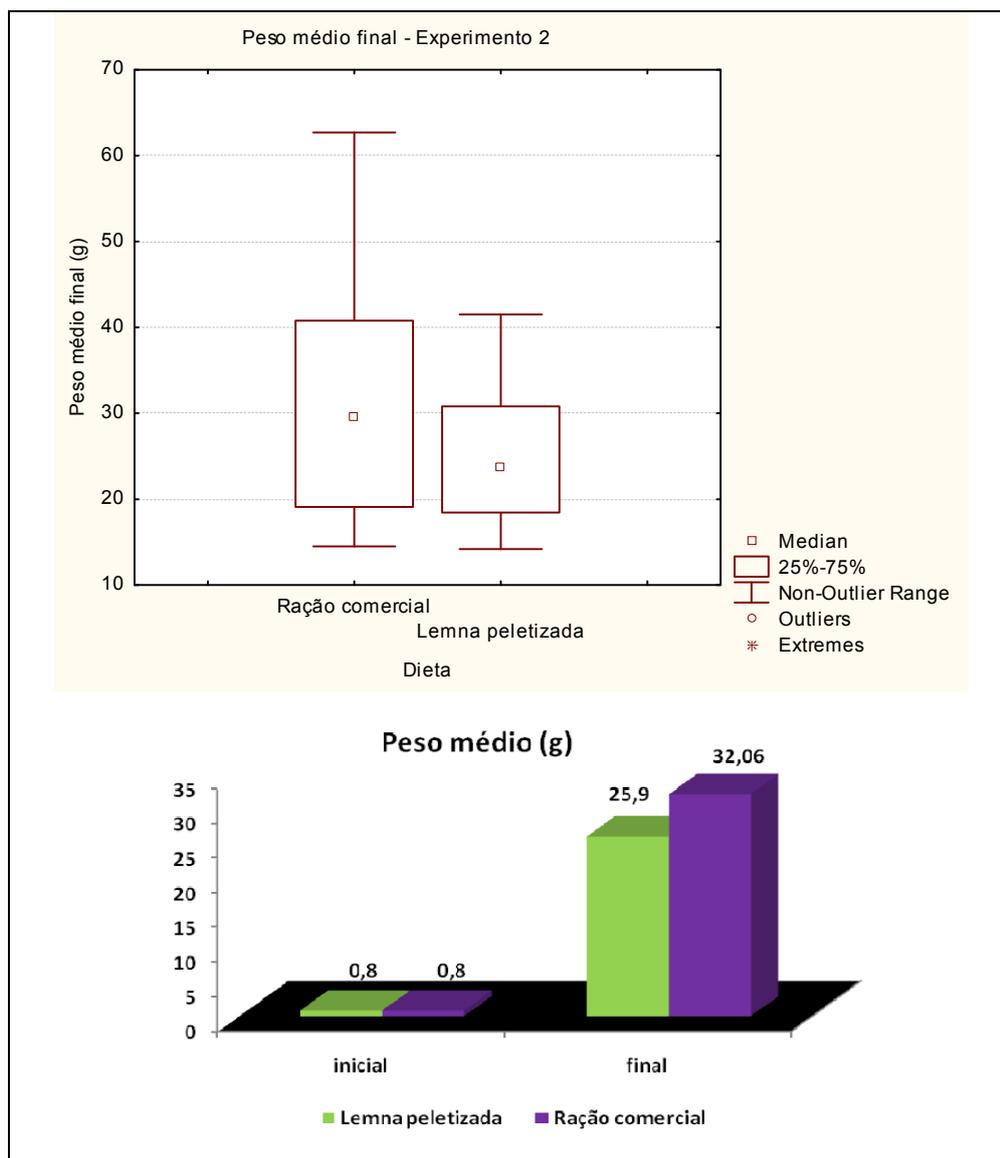


Figura 69. Peso médio inicial e final dos peixes alimentados com lemna peletizada e ração comercial no Sistema de Reúso Piloto no período de Março a Maio de 2007.

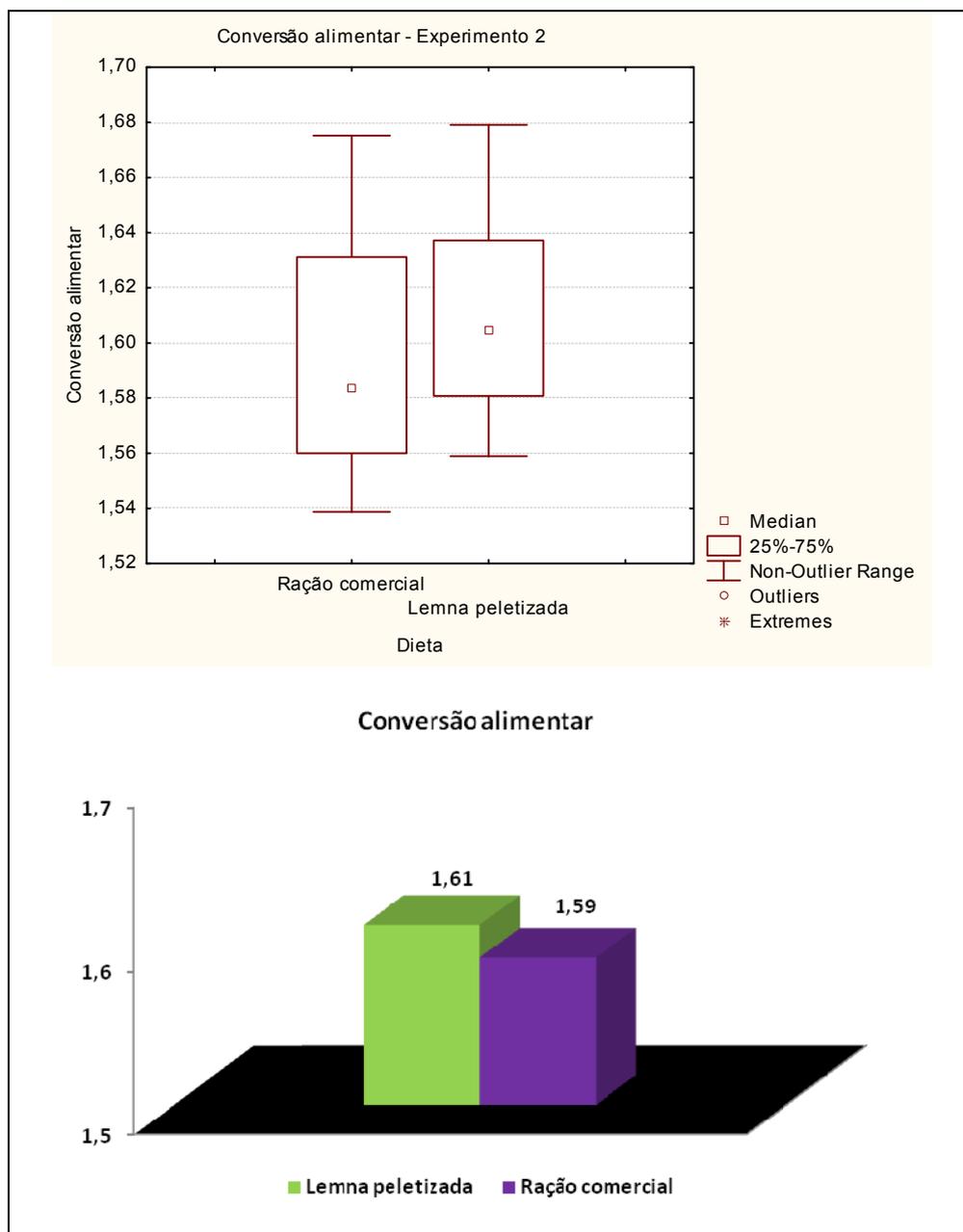


Figura 70. Conversão alimentar dos peixes alimentados com lemna peletizada e ração comercial no Sistema de Reúso Piloto no período de Março a Maio de 2007.

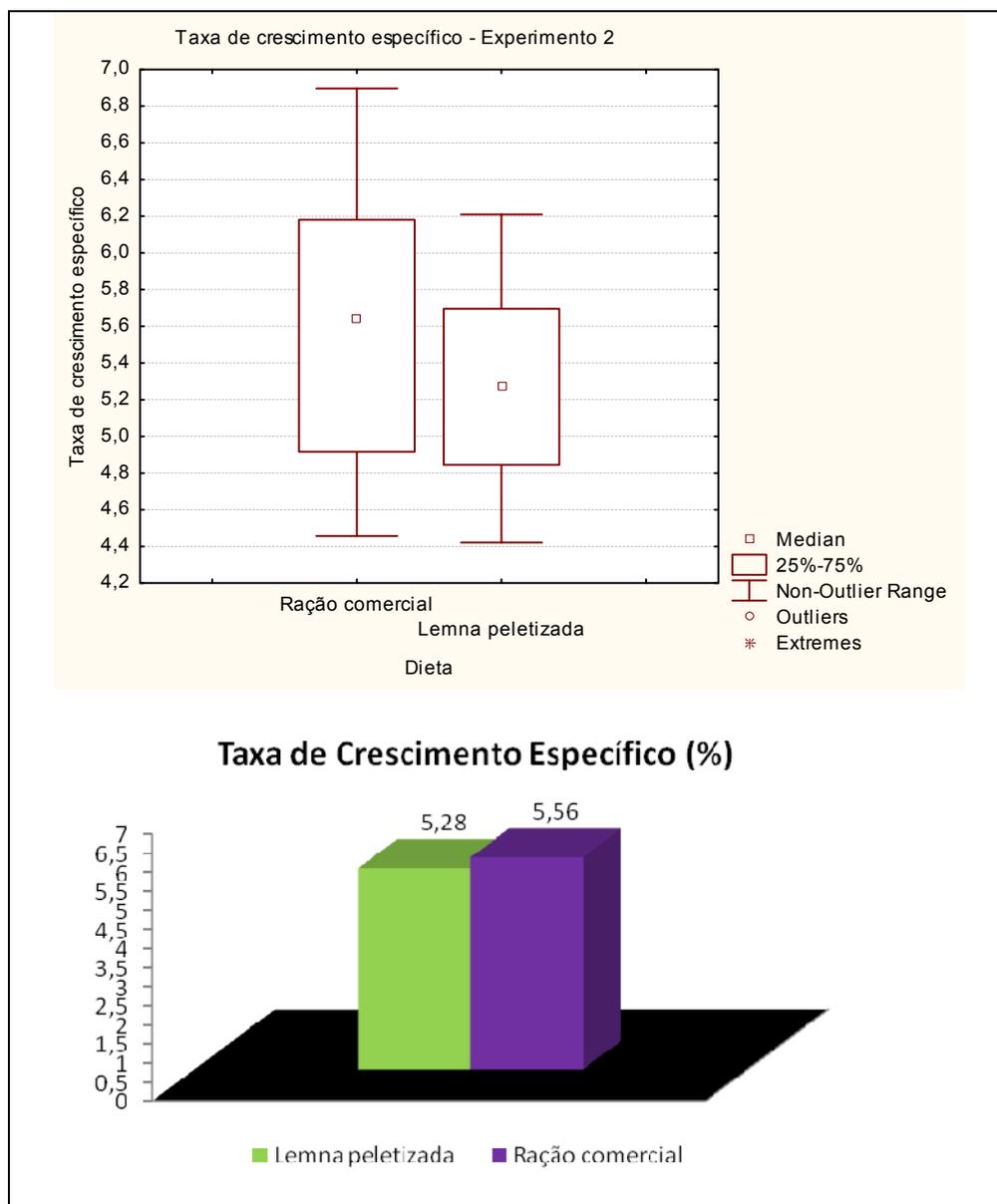


Figura 71. Taxa de crescimento específico dos peixes alimentados com lemna peletizada e ração comercial no Sistema de Reúso Piloto no período de Março a Maio de 2007.

A Tabela 28 mostra a Análise de variância dos parâmetros zootécnicos (Peso Médio Final, Conversão alimentar e Taxa de crescimento específico) dos peixes cultivados no Sistema de Reúso Piloto alimentados com lemna seca e

ração comercial. Através da análise, pode-se afirmar, ao nível de significância de 0,05 (5%), que não houve diferença significativa entre os tratamentos SPR e SPL para os parâmetros zootécnicos considerados ($p \geq 0,05$).

Tabela 28. Análise de Variância para a comparação dos parâmetros zootécnicos dos peixes cultivados no Sistema de Reúso Piloto alimentados com lemna peletizada e ração comercial no período de Março a Maio de Outubro de 2007 (n=18).

Parâmetro	Tratamento		Valor de p*
	Lemna peletizada	Ração comercial	
Peso médio final	25,9 ^a	32,06 ^a	0,0805
Conversão alimentar	1,61 ^a	1,59 ^a	0,2515
Taxa de crescimento específico	5,28 ^a	5,56 ^a	0,1459

* Nível de significância de 5%

Com o intuito de se minimizar a diferença e as desvantagens da administração das lemnas secas em relação à ração comercial, optou-se por realizar a peletização das plantas, conforme descrito anteriormente. Além disso, a ração utilizada foi peletizada, ao invés de extrusada.

Os efeitos da peletização em alimentos volumosos são: aumento da aceitabilidade pelo animal, maior consumo, menor energia dispendida durante a alimentação, redução de perdas e facilidade no manejo (Amaral, 2002).

Outra diferença relevante entre os experimentos 1 e 2 é o peso inicial dos alevinos utilizados no segundo experimento, de 0.8g. Dessa forma, os dados obtidos foram comparados à fase 1 – berçário de sistemas de cultivo tradicionais e não à fase 2, como no primeiro experimento. Ao contrário do primeiro experimento, os dados obtidos foram considerados satisfatórios e inovadores.

De acordo com a análise de variância, os parâmetros zootécnicos obtidos com os peixes alimentados com ração comercial e lemna peletizadas não apresentaram

diferença significativa ($p \geq 0,05$). O peso médio final, a conversão alimentar e a taxa de crescimento específico obtidas nos dois tratamentos (ração comercial e lemna peletizada) foram de 32.0, 1.59 e 5.56% e 25.9g, 1.61 e 5.28%, respectivamente.

A fase de berçário em sistemas tradicionais de produção tem duração de 40 dias e compreende o cultivo de alevinos pesando 0,5 g e termina quando os peixes atingem 25g. A conversão alimentar média é de 1.1. Os dados do presente estudo mostram que os peixes cultivados no sistema de reúso alimentados com ração comercial e lemna peletizada atingiram o mesmo desempenho dos alevinos produzidos em sistemas tradicionais durante a fase de berçário, em um período de 81 dias.

5.2.6. Análise microbiológica – condição sanitária dos peixes cultivados

A Tabela 29 mostra a Análise de variância da condição sanitária dos peixes cultivados no Sistema de Reúso Piloto alimentados com lemna seca e ração comercial. Através da análise, pode-se afirmar, ao nível de significância de 0,05 (5%), que houve diferença significativa entre os tratamentos SPR e SPL para o ensaio de Coliformes a 45°C ($p \leq 0,05$). Para os demais ensaios, pode-se afirmar que não houve diferença significativa entre os tratamentos ($p \geq 0,05$).

Os peixes cultivados no sistema de reúso alimentados com lemna peletizada apresentaram concentrações de Coliformes 35°C, Coliformes 45°C, *Staphylococcus* e *Salmonella* de 20.3, <3.0, <10 e ausente, respectivamente. Os resultados dos peixes alimentados com ração foram de 14, 3.3, <10 e ausente para os mesmos ensaios. Através da análise de variância, constatou-se que os peixes alimentados com ração apresentaram menor concentração de coliformes a 45 °C ($p \leq 0,05$).

Tabela 29. Resultados médios e análise de variância para a comparação da condição sanitária dos peixes cultivados no Sistema de Reúso Piloto alimentados com lemna peletizada e ração comercial no período de Março a Maio de 2007 (n=18).

Ensaio	Tratamento		Valor de p
	Lemna peletizada	Ração comercial	
Coliformes a 35°C (NMP/g)	20,3 ^a	14 ^a	0,1943
Coliformes a 45°C (NMP/g)	<3,0 ^b	3,3 ^a	0,01321
Staphylococcus coagulase positiva (UFC/g)	<10	<10	0,1161
Salmonella (UFC/g)	-	-	

Considerando a condição sanitária dos peixes cultivados, nota-se que os mesmos encontram-se de acordo com a legislação vigente da ANVISA, conforme citado no experimento 1.

5.2.7. Produtividade do viveiro

- Zooplâncton

A Figura 72 mostra a análise descritiva dos organismos que compõem o zooplâncton (copépodes, náuplios e rotíferos) presente nos tanques de peixes submetidos aos dois tratamentos em questão (lemna peletizada e ração comercial). A Tabela 30 mostra a análise de variância aplicada para a comparação do zooplâncton presente nos tanques submetidos às duas dietas.

Através da análise de variância, pode-se afirmar que não houve diferença significativa entre os tratamentos ($p \geq 0,05$) para os três organismos avaliados.

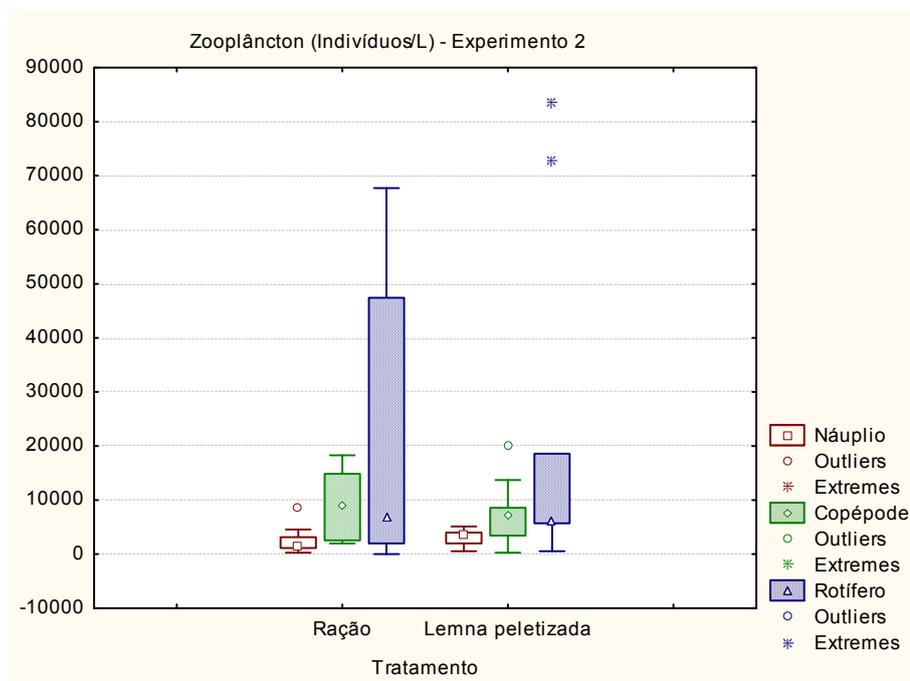


Figura 72. Análise descritiva dos indivíduos que compõem o zooplâncton presente nos tanques de cultivo submetidos aos dois tratamentos (Ração e Lemna seca).

Tabela 30. Resultados médios e análise de variância para a comparação da quantidade de organismos que compõem o zooplâncton nos tanques de peixes cultivados no Sistema de Reúso Piloto alimentados com lemna peletizada e ração comercial no período de Março a Maio de 2007(n=18)

Indivíduo	Tratamento		Valor de p*
	Lemna peletizada	Ração comercial	
Copépodes	7.492,0 ^a	9.079,3 ^a	0,5937
Náuplios	2.952,3 ^a	2.730,1 ^a	0,8279
Rotíferos	22.857,1 ^a	23.492,0 ^a	0,9637

* Nível de significância de 5%

A Figura 73 mostra algumas imagens de organismos que compõem o zooplâncton, identificados nos tanques de cultivo peixes de ambos os tratamentos.

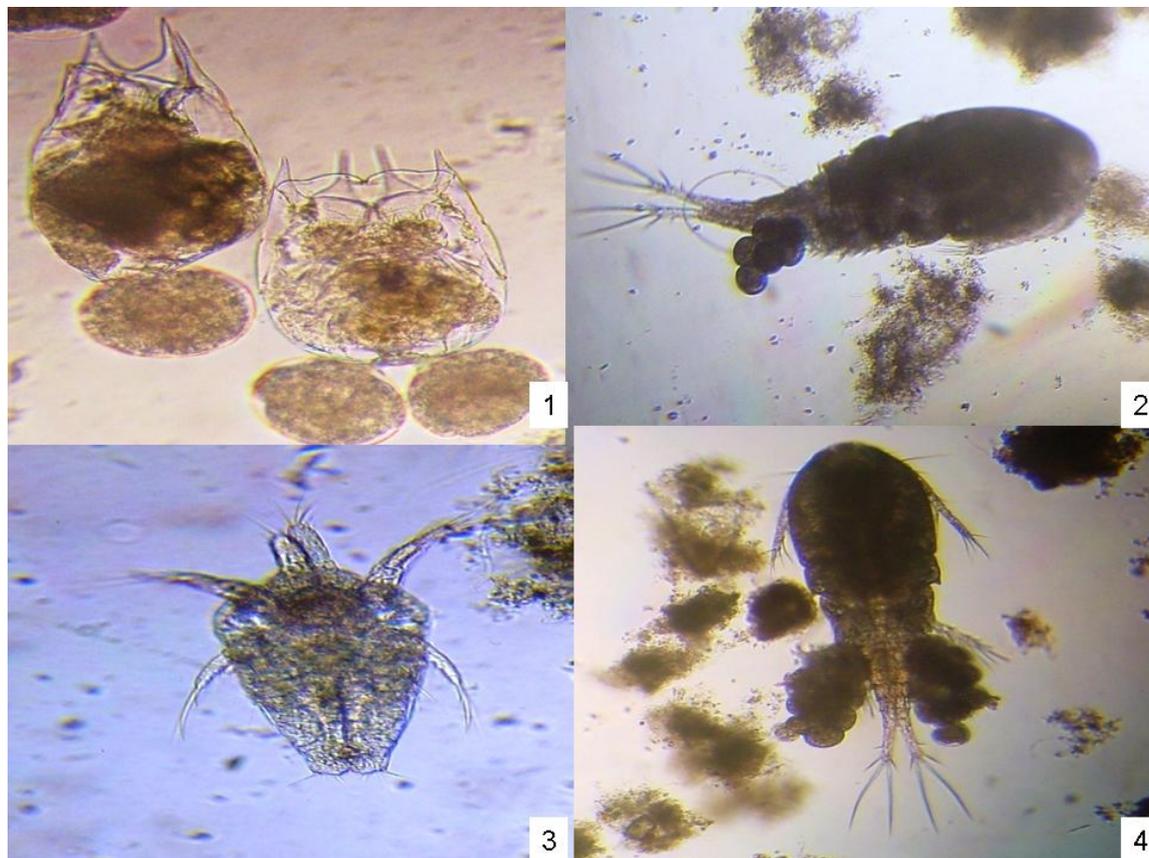


Figura 73. Imagens de organismos presentes no zooplâncton (Rotíferos - 1, Copépodes – 2 e 4 e Náuplios - 3) encontrados nos tanques de peixes.

- Identificação das algas

A Tabela 31 mostra os resultados das observações microscópicas com a identificação das algas presentes nos pontos de estudo.

A presença de bactérias, algas e cianobactérias são o que basicamente determina a dinâmica das lagoas de estabilização. É bem conhecido e consolidado que os gêneros e espécies de algas variam de acordo com as características das águas, temperatura, intensidade de radiação e quantidade de

luz solar, dentre outros (Zanotelli *et al*, 2002). Destaca-se a presença constante de algas dos Filos Chlorophyta e Euglenophyta na maior parte do período estudado.

Tabela 31. Densidade e presença de microrganismos verificados no efluente dos pontos avaliados no Sistema de Reúso Piloto (EL- entrada lemnas, SL – saída lemnas, SPL – saída dos tanques de peixes alimentados com lemna peletizada, SPR - saída dos tanques de peixes alimentados com ração.

Março			
Pontos	Freqüentes	Numerosos	Presentes
EL	Euglenophyta NI,	<i>Scenedesmus sp.</i> <i>Chlorella spp</i> <i>Euglena sp</i>	<i>Chlorella spp</i>
SL		<i>Oscillatoriales</i>	
SPL	<i>Scenedesmus sp</i>	Euglenophyta NI,	<i>Navícula spp.</i>
SPR	<i>Scenedesmus sp</i>	Euglenophyta NI,	
Abril			
EL	<i>Chlorella spp</i>	<i>Oscillatoriales</i>	<i>Scenedesmus sp</i>
SL			<i>Oscillatoriales</i>
SPL	<i>Scenedesmus sp</i>	Euglenophyta NI,	
SPR	<i>Scenedesmus sp</i>	Euglenophyta NI,	
Maió			
EL	<i>Chlorella spp</i>	<i>Oscillatoriales</i>	
SL	<i>Oscillatoriales</i>		
SPL	<i>Scenedesmus sp</i>	Euglenophyta NI,	<i>Navícula spp</i>
SPR	<i>Scenedesmus sp,</i> Clorophyta	Euglenophyta NI,	

As euglenófitas 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*.

As clorófitas são denominadas algas verdes, pois apresentam elevada concentração de clorofila a e b, que conferem as mesmas e conseqüentemente a lagoa, uma cor esverdeada (DI BERNARDO, 1995).

A elevada carga orgânica leva a um desenvolvimento rápido de bactérias e algas. Os gêneros de algas que conferem à 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). Nos tanques de peixes, observou-se a predominância de espécies de *Scenedesmus*, o que provavelmente está relacionada à aeração constante, melhorando a qualidade da água nos tanques.

5.2.8. Testes toxicológicos e análises histológicas

- *Teste toxicológico (contagem de micronúcleos)*

A Figura 74 mostra a análise descritiva da Contagem de micronúcleos realizada com células de peixes submetidos aos dois tratamentos em questão (lemna peletizada e ração comercial). A Tabela 32 mostra a análise de variância aplicada para a comparação da quantidade de células micronucleadas em ambos os tratamentos.

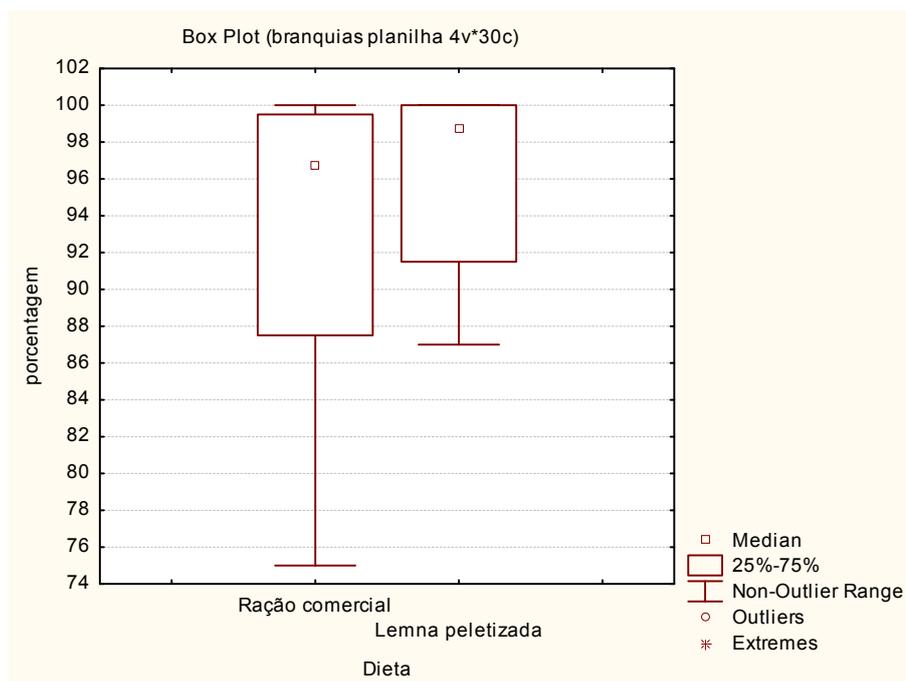


Figura 74. Análise descritiva dos dados relativos à contagem de células micronucleadas dos peixes submetidos aos dois tratamentos (lemna peletizada e ração comercial).

Tabela 32. Resultados médios e análise de variância para a comparação do teste toxicológico (contagem de micronúcleo) dos peixes cultivados no Sistema de Reúso Piloto alimentados com lemna peletizada e ração comercial no período de Março a Maio de 2007(n=15)

	Controle Peixes criados em água limpa	Peixes alimentados com ração comercial	Peixes alimentados com lemna peletizada	Valor de p*
Total células analisadas	2000	2000	2000	
Total micronúcleo	0	42	24,7	
Células micronucleadas (%)	0	2,1	1,2	
Valor em arcoseno	0,0000 ^a	0,0210 ^b	0,0123 ^c	0,1033

* Nível de significância de 5%

A Figura 75 mostra imagens de células micronucleadas encontradas em peixes cultivados no Sistema de Reúso no presente estudo.

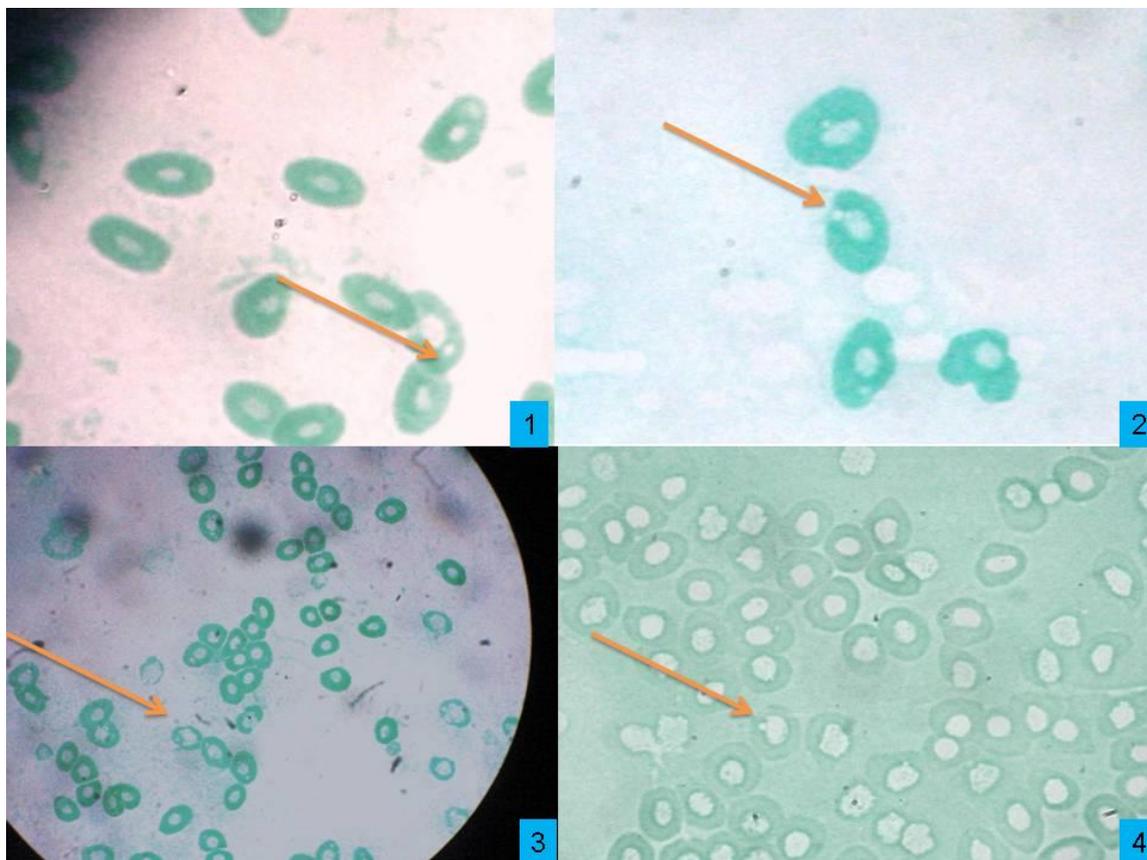


Figura 75. Imagens de células micronucleadas (1,2,3 e 4) encontradas em peixes cultivados no Sistema de Reúso submetidos aos dois tratamentos (lema peletizada e ração comercial).

A detecção de compostos orgânicos carcinogênicos e mutagênico em corpos d'água é motivo de grande preocupação devido aos efeitos que podem causar a humanos. Tradicionalmente, os impactos da emissão de poluentes tóxicos nos recursos hídricos têm sido avaliados pela análise da concentração de compostos específicos. A conseqüente determinação do risco causado por estes compostos requer o conhecimento de suas propriedades tóxicas. Recentemente, técnicas alternativas de avaliação da qualidade da água, que envolvem a utilização de testes biológicos para a determinação dos impactos toxicológicos e mutagênicos causados têm sido desenvolvidas. O teste de micronúcleos é um dos

mais rápidos e simples testes para o biomonitoramento da qualidade das águas (Grisolia e Starling, 2001)

O micronúcleo se constitui em uma pequena massa nuclear delimitada por membrana e separada do núcleo principal. Os micronúcleos são formados durante a telófase da mitose ou meiose, quando o envelope nuclear é reconstituído ao redor dos cromossomos das células filhas. São resultantes de fragmentos cromossômicos acêntricos ou de cromossomos inteiros que não foram incluídos no núcleo principal. Assim sendo, o micronúcleo representa perda de cromatina em consequência de dano cromossômico estrutural (fragmento) ou dano no aparelho mitótico. (Fenech, 1997).

Muitos estudos utilizando anfíbios e peixes em estudo de micronúcleos são encontrados na literatura e, embora muitos deles avaliaram a genotoxicidade de efluentes industriais, apenas alguns estudaram esses efeitos em efluentes domésticos.

No presente estudo, a frequência de micronúcleos obtida com através da contagem das células dos peixes cultivados no sistema de reúso submetidos às duas dietas em questão (ração e lemna peletizada) demonstraram que os indivíduos analisados possivelmente se encontram expostos a substâncias ou condições ambientais de potencial genotóxico, devido aos micronúcleos encontrados. Entretanto, através da análise de variância, conclui-se que ao nível de significância de 5%, não houve diferença entre os tratamentos empregados e o controle ($p \geq 0,05$). Esse resultado pode estar relacionado à baixa porcentagem de células micronucleadas nos peixes cultivados em efluente tratado, em relação às 2000 células observadas por lâmina.

- Análises histopatológicas das brânquias dos peixes cultivados em sistema de reúso

A Figura 76 mostra a análise descritiva da contagem de brânquias relativa às análises histológicas realizadas com peixes submetidos aos dois tratamentos em questão (lemna peletizada e ração comercial). A Tabela 33 mostra a análise

de variância aplicada para a comparação da contagem de brânquias quantidade em ambos os tratamentos.

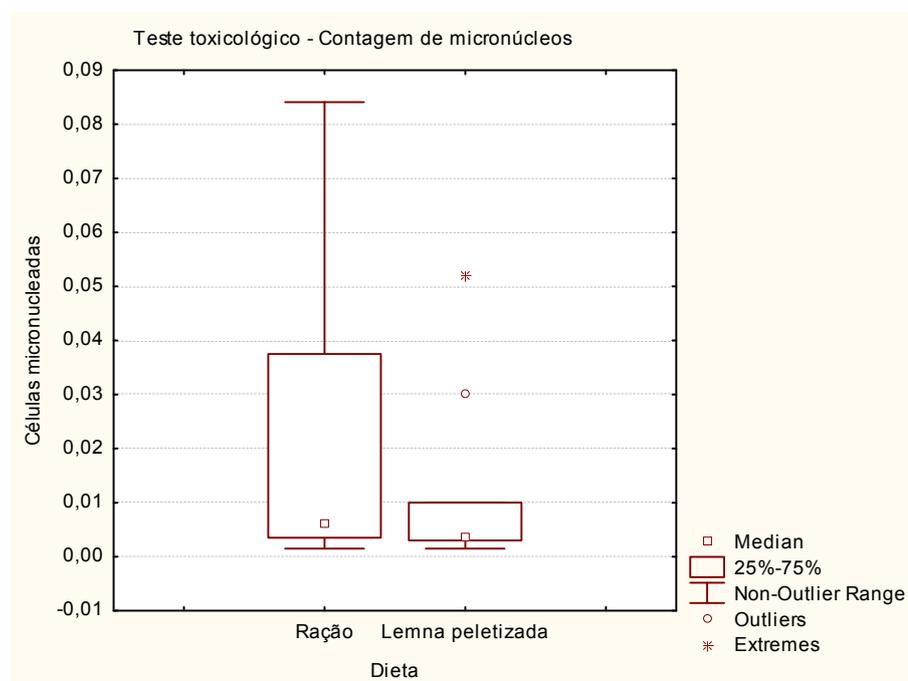


Figura 76. Análise descritiva dos dados relativos à contagem de brânquias relativa às análises histológicas realizadas com os peixes submetidos aos dois tratamentos (lemna peletizada e ração comercial).

Tabela 33. Resultados médios e análise de variância para a comparação das análises histopatológicas dos peixes cultivados Sistema de Reúso Piloto alimentados com lemna peletizada e ração comercial e água limpa (controle) no período de Março a Maio de 2007(n=15)

	Peixes cultivados em água limpa (controle)	Peixes alimentados com ração comercial	Peixes alimentados com lemna peletizada	Valor de p*
Brânquias analisadas	200	200	200	
Brânquias sadias	200	186,6	193	
Branquias sadias (%)	100	93,34	96,5	
Valor em arcoseno	1,57 ^a	1,28 ^a	1,38 ^a	0,00028

* Nível de significância de 5%

A Figura 77 mostra imagens de brânquias com aneurismas lamelares dos peixes cultivados no Sistema de Reúso e a Figura 78 mostra brânquias saudáveis, de peixes cultivados em água limpa.

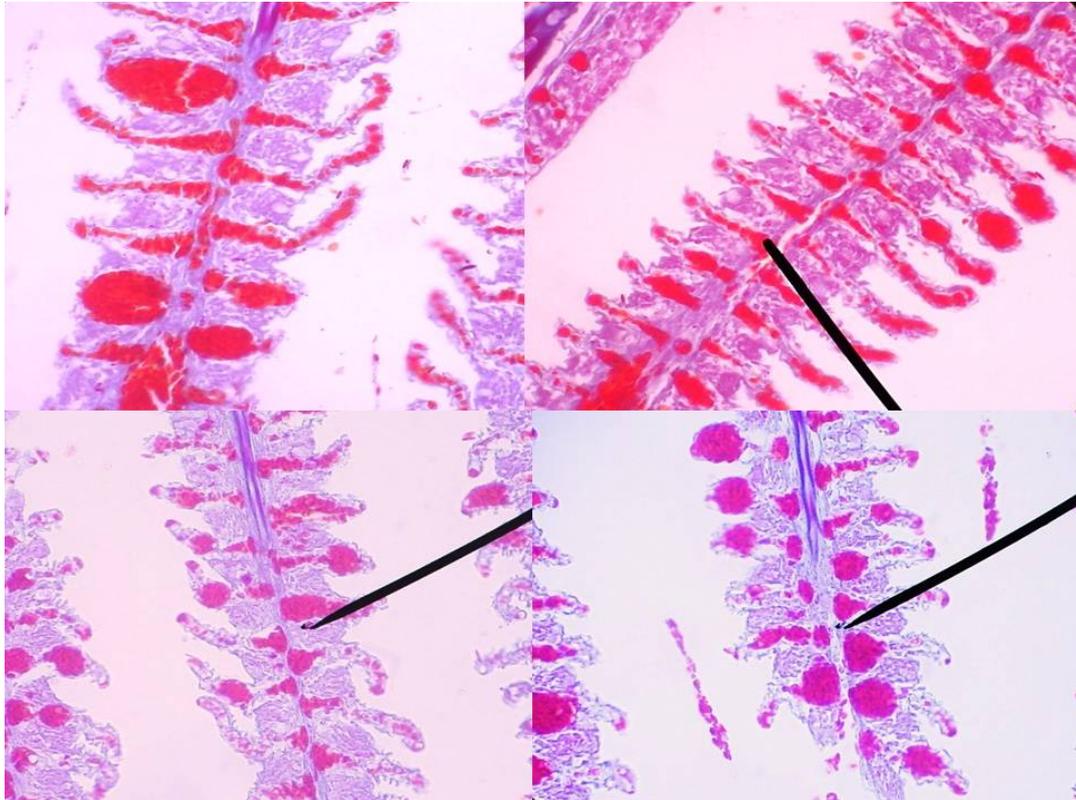


Figura 77. Imagens de brânquias com aneurismas lamelares de peixes cultivados no Sistema de Reúso.

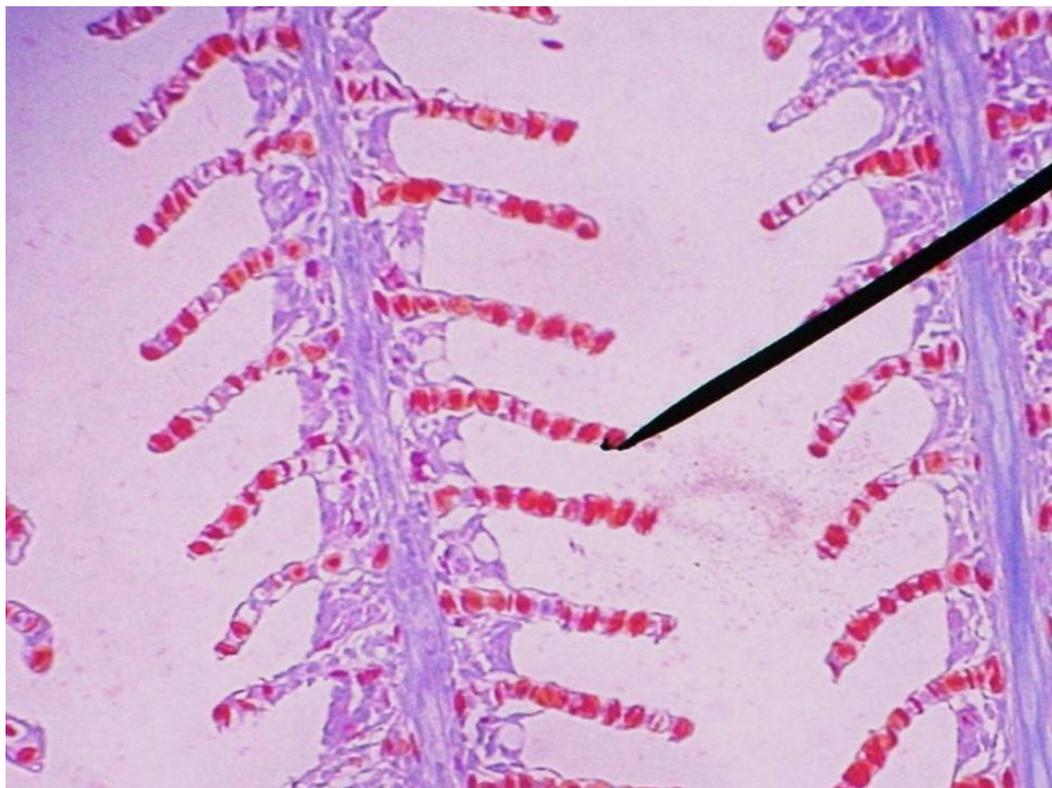


Figura 78. Imagens de brânquias saudáveis dos peixes cultivados em água limpa (controle) no Sistema de Reúso.

Segundo Machado (1999), os peixes exibem enorme diversidade morfológica em sua biologia e nos habitats que ocupam, constituindo aproximadamente a metade de todas as espécies de vertebrados já descritas. Adaptações morfo-funcionais, selecionadas ao longo da evolução, foram necessárias para que os peixes obtivessem sucesso no povoamento de ambientes tão diversos. Nesse contexto adaptativo, as brânquias dos peixes exercem papéis vitais, visto que, além de serem o principal sítio de trocas gasosas, também estão envolvidas nos processos de osmorregulação, equilíbrio ácido-básico, excreção de compostos nitrogenados e gustação.

Lesões histopatológicas têm sido freqüentemente descritas como importantes ferramentas em estudos de biomonitoramento devido à facilidade de interpretação tanto em situações de exposição aguda quanto crônica (Oliveira *et al.*, 2005). Os efeitos de poluentes em animais aquáticos podem ser avaliados em estudos populacionais, em particular através da avaliação da sobrevivência e do

sucesso reprodutivo das populações. Entretanto, tendo em vista a necessidade dos animais aquáticos exporem ao ambientes grandes áreas de um tecido delicado, como as brânquias, estas podem servir como indicadores da qualidade da água (Rankin *et al.*, 1982).

Durante o processo respiratório, o fluxo de água que entra pela boca do peixe leva consigo agentes irritantes, dissolvidos ou suspensos na água. Os rastros impedem que agentes sólidos atravessem os filamentos branquiais, causando-lhes danos. Todavia, se os agentes encontrarem-se dissolvidos na água, inevitavelmente entrarão em contato com os filamentos branquiais e com as lamelas respiratórias e, em altas concentrações, poderão alterar a morfologia normal das brânquias (Luvizotto, 1994).

Pesticidas orgânicos, ácidos, sais, despejos industriais e metais pesados, além de provocarem alterações nos epitélios das brânquias, podem alterar a atividade da ATPase-Na-K, e dessa forma, o fluxo normal de íons. As alterações morfológicas mais encontradas em publicações científicas, pela ordem, são: descolamento do epitélio; necrose; fusão lamelar; hipertrofia das células epiteliais; hiperplasia ou fusão das lamelas por crescimento celular, reduzindo a área de superfície respiratória; ruptura das células epiteliais; hipersecreção de muco; aneurisma lamelar; congestão vascular; proliferação de células secretoras de muco e de células de cloreto; infiltração de leucócitos no epitélio; e alterações no espaço sangüíneo delimitado pelas células pilares (Figura 79).

Durante as análises microscópicas das brânquias no presente trabalho, a alteração branquial predominante nos peixes cultivados no efluente tratado foram os aneurismas lamelares, como pode ser visto nos resultados (Figura 82) e na Figura 89. Considerando a contagem das brânquias sadias, os resultados obtidos e análise de variância aplicada mostra que houve diferença significativa entre os tratamentos adotados ($p \leq 0,05$). Sendo assim, através do teste de Tukey, foi possível concluir que as brânquias dos peixes cultivados em esgoto doméstico tratado alimentados com lemnas peletizadas e ração não apresentaram diferença significativa entre si ($p \geq 0,05$). Entretanto, nota-se que as brânquias dos peixes cultivados em água limpa (controle) apresentaram diferença significativa em

relação aos outros dois tratamentos, considerando que 100% das brânquias analisadas foram sadias.

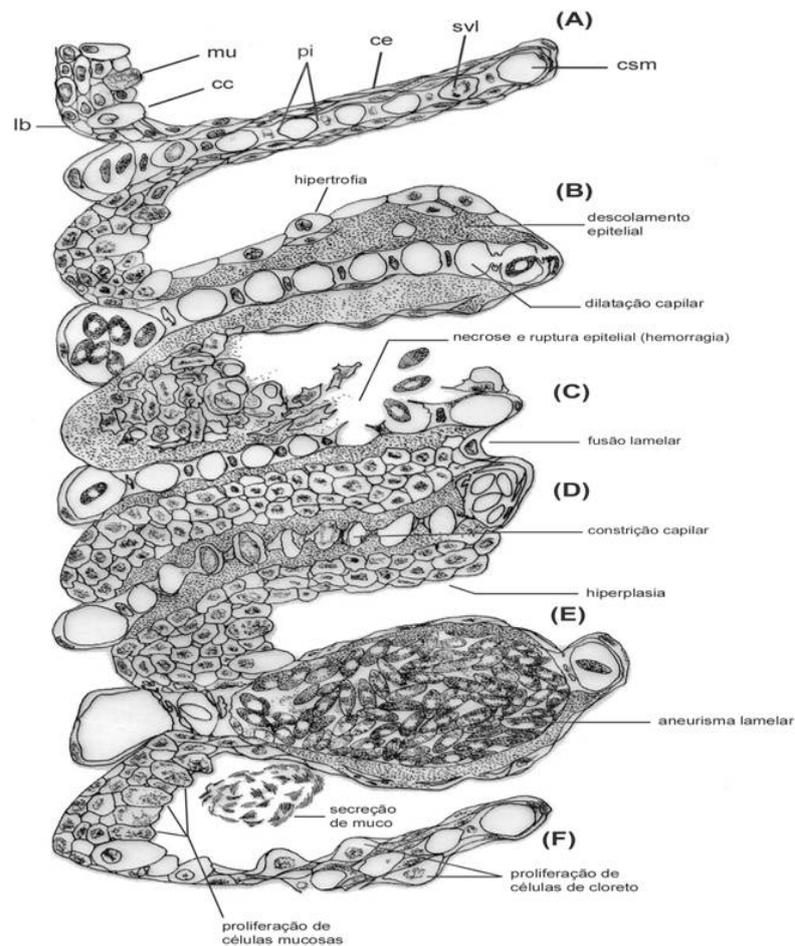


Figura 79. Diagrama esquemático das lesões branquiais mais comuns, induzidas por irritantes. Seis lamelas respiratórias são mostradas: **A** (normal), **B** a **F** (alteradas). Abreviações: **lb** – lâmina basal; **cc** – célula de cloreto; **mu** – célula mucosa; **pi** – célula pilar; **ce** – célula epitelial lamelar; **svl** – seio venoso lamelar; **csm** – canal sangüíneo marginal (*Salmo gairdneri*, modificada de Mallat, 1985).

5.2.9. Planejamento econômico da produção de tilápias alimentadas com lemna peletizada em sistema de reúso de esgoto doméstico tratado.

A Tabela 34 mostra os resultados da análise econômica simplificada, realizada ao final do experimento 2.

Tabela 34. Estimativa e comparação dos custos de produção de tilápia em tanques escavados alimentados com efluente doméstico tratado (modelo de reúso) e água limpa (modelo convencional), por ciclo/hectare alimentadas com ração comercial e lemna peletizada.

Indicadores/ discriminação	Sistema utilizado		
	Modelo convencional	Modelo de reúso	
		Lemna peletizada	Ração peletizada
Dados técnicos			
Ciclo (dias)	150	180	177
Área do viveiro (ha)	1	1	1
Densidade estocagem (peixes/ha)	25.000	25.000	25.000
Peso médio inicial (g)	0,5	0,5	0,5
Conversão alimentar média estimada	1,34	1,61	1,59
Consumo total (Kg)	15.112	15.112	15.112
Peso médio de venda (g)	450,0	450,0	450,0
Produtividade (Kg/ciclo)	11.250	11.250	11.250
Número de ciclos /ano	2	2	2
Preço médio de venda (R\$/Kg)*	2,50	2,50	2,50
Custos de produção*			
Preço ração (R\$0,70/Kg) **	10.578,00	-	10.578,00
Aquisição alevinos R\$300,00/milheiro)**	7.500,00	7.500,00	7.500,00
Mão-de-obra (R\$/hora)	2,26	2,26	2,26
Mão-de-obra/ciclo (6 h/dia)	2.034,00	2.034,00	2.034,00
Custo variável peixe produzido (R\$/Kg)	0,80	0,38	0,80
Custo variável total (R\$/Kg)	20.112,00	9.534,00	20.112,00
Receita bruta (R\$/ha)			
Venda peixes produzidos (R\$/ha)	28.125	28.125	28.125
Lucro líquido (R\$/ha)			
Receita bruta – Custo variável total (R\$/ha)	8.013,00	18.591,00	8.013,00

* Boletim Emater (2008)

** Universidade de Viçosa: http://www.uov.com.br/biblioteca/452/tilapia_nado_a_favor_da_correnteza.html (Acesso em 11/03/08)

No presente estudo, através da análise econômica, obteve-se valores estimados de produção de peixes em sistemas de reúso alimentados com ração e lemna peletizada. Para a análise, foi necessária a comparação dos cultivos tradicionais em sistema semi-intensivo, com os modelos de reúso empregados no trabalho.

Dessa forma, foi necessário que se estipulasse dados hipotéticos fixos como o tamanho do viveiro (1 hectare), densidade de estocagem (25.000 alevinos de 0,5 g por hectare), peso médio de venda (450g) e produtividade (11.250 kg/ciclo), como realizado para o primeiro experimento.

Com a utilização de lemnas peletizadas, seria necessário um período de 180 dias para que os peixes atinjam o tamanho comercial, apenas 30 dias a mais que nos sistemas de produção tradicionais. Além disso, seria possível a realização de 2 ciclos ao ano.

Através da comparação dos dados obtidos nesse estudo com os disponíveis na literatura, nota-se um aumento considerável na produtividade de sistemas de reúso em piscicultura, onde utiliza-se lemnas secas ou peletizadas como alimento suplementar. Entretanto, muitos dos sistemas de reúso citados não utilizam qualquer sistema de aeração para a criação dos peixes, obtendo uma menor produtividade.

Os resultados obtidos com lemnas peletizadas foram de grande valor, considerando que o desempenho zootécnico dos peixes se aproxima aos dados obtidos em sistemas convencionais semi-intensivos. Seria possível a produção de 22.5t/ha/ano.

Com a utilização de lemnas peletizadas, o lucro seria considerável devido à possibilidade da realização de 2 ciclos de produção ao ano. O lucro obtido seria de R\$37.189,00 (2 ciclos ao ano - R\$ 18.591,00/ciclo), comparando-se com R\$16.026,00, obtidos em sistemas convencionais.

Na análise econômica global, os dados obtidos no experimento 2 foram lançados no Software Beta – Programa para Gerenciamento de Aqüiculturas (Lemainski & Makrakis, 2003), que se baseia na metodologia proposta por Shang (1990). Na Tabela 35 encontram-se os dados técnicos utilizados. O sistema de

cultivo da simulação utilizou uma área alagada de 1 hectare, com densidade de estocagem de 25 peixes/m². Como no experimento 1, o valor para a terra foi estipulado em R\$ 10.000, com custo de oportunidade de 3% ao ano. Para as benfeitorias, o valor estipulado foi de 40.000, com 6% de custo de oportunidade ao ano e depreciação de 15 anos, com 10% de valor residual.

Tabela 35. Dados técnicos utilizados para a entrada no software, baseados no experimento 2 e ampliados para a produção em 1 hectare de cultivo.

	Lemna	Ração
Área (ha)	1,00	1,00
Povoamento (mil)	250	250
Peso médio inicial (g)	0,5	0,5
Tempo de cultivo (dias)	81	81
Peso médio final (g)	25,90	32,06
Consumo alimento (kg)	9.181,03	11.270,72
Produção total (kg)	5.827,50	7.213,50
Conversão alimentar	1,61	1,59
Sobrevivência (%)	90,00	90,00
Despesca (mil)	22,5	22,5
Preço alevinos (R\$/mil)	55,00	55,00
Preço ração (R\$/kg)	-	0,90
Preço de venda (R\$/kg)	2,50	2,50
Mão de obra (homem/mês)	2	1

Os resultados obtidos na simulação da análise econômica podem ser verificados na Tabela 36. A receita e custo operacional foram de R\$ 14.568,75 e R\$ 16.225,20 para o sistema baseado em lemna peletizada, e de R\$ 18.033,75 e R\$ 25.556,25 para o sistema que utiliza ração comercial. Ambos os sistemas apresentaram prejuízos, resultando em R\$ 1.656,45 para o sistema com lemnas peletizadas e R\$ 7.522,50 com ração, apresentando uma diferença de R\$ 5.866,05.

Como no experimento 1, verifica-se que o sistema baseado em lemnas foi mais dependente dos custos fixos (15,26 %) do que o que utiliza ração comercial (6,51 %). Esse fato pode ser explicado pela maior utilização da mão-de-obra com a lemna peletizada (25,10 contra 7,69%) e pela elevada participação do custo da ração na composição do custo final do sistema que a utiliza (46,43 %). Essa comparação demonstra que a substituição do custo do insumo industrializado por

mão-de-obra é aparentemente mais vantajosa, com já citado no experimento 1. Contudo, a análise mostra que ambos os sistemas são inviáveis, devido aos mesmos aspectos apontados no experimento 1.

Tabela 36. Resultados da avaliação econômica realizada com os dados do experimento.

	Lemna		Ração	
	R\$	%	R\$	%
Receita total	14.568,75	100,00	18.033,75	100,00
Custo Operacional	16.225,20	100,00	25.556,25	100,00
Custos Variáveis	13.750,00	84,74	23.893,65	93,49
Ração	-	-	10.143,65	46,43
Alevinos	13.750,00	61,77	13.750,00	37,84
Custos Fixos	2.475,20	15,26	1.662,60	6,51
Mão de obra	1.625,20	25,10	812,60	7,69
Custo oportunidade	450,00	6,95	450,00	4,26
Depreciação	400,00	6,18	400,00	3,78
Investimentos	50.000,00	100,00	50.000,00	100,00
Terra	10.000,00	20,00	10.000,00	20,00
Outros	40.000,00	80,00	40.000,00	80,00
Lucro líquido (R\$)	-1.656,45		-7.522,50	
Equilíbrio preço (R\$/kg)	2,78		3,54	
Equilíbrio produção (kg)	6.490		10.222	

Na avaliação econômica observa-se que o sistema que utiliza lemna peletizada apresenta resultados de viabilidade econômica superiores quando comparado à ração, mesmo sendo inviáveis. Esse indício mostra uma possibilidade de aplicação comercial da tecnologia, como forma de reduzir custos de produção.

5.2.10. Produção e valor nutricional da biomassa de lemnáceas

A produção de média de biomassa durante o período experimental (Experimento 2), foi de 31,1 t/ha. De acordo com dados anuais obtidos em experimentos anteriores, a produção total de biomassa no período de um ano seria de 381,7 t/ha, com uma média de 31,8 t/ha/mês. Considerando que as lemnáceas apresentam 90% de umidade, em média, a produção anual na matéria seca seria de 38.17 t/ha. Considerando que as lemnáceas apresentam 90% de umidade, em média, a produção anual na matéria seca seria de 38.17 t/ha.

A Figura 80 mostra a produção de biomassa obtida ao longo do experimento 2.

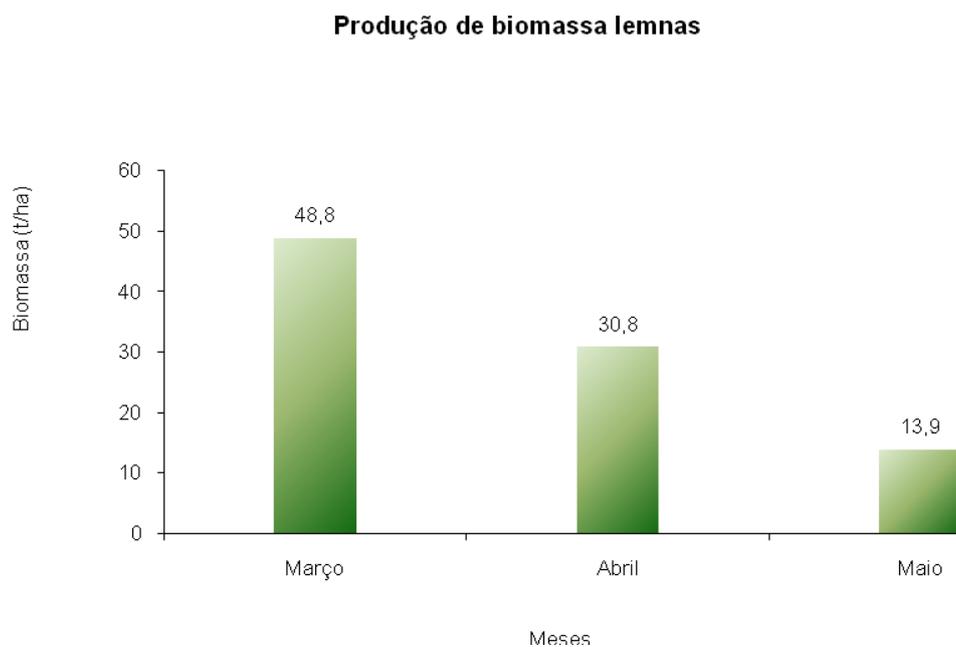


Figura 80. Produção de biomassa de lemnáceas ao longo do experimento 2

No experimento 2, a produção de biomassa sofreu um decréscimo ao longo do período de Março a Maio/07, apresentando uma produção média de 31.1 t/ha e uma concentração protéica de 39.9%. De modo geral, os menores valores de

biomassa foram obtidos nos meses mais frios e os maiores dados foram registrados em meses mais quentes, como no Experimento 1.

6. CONCLUSÕES

O presente estudo foi composto de três experimentos realizados na Estação de Tratamento de Esgotos da CASAN – Florianópolis, sendo que ambos foram desenvolvidos no Sistema de Reúso Piloto composto pelo sistema de tratamento com lemnáceas e tanques de cultivo de peixes. De acordo com objetivos específicos, as hipóteses formuladas e os resultados obtidos ao longo do estudo, as seguintes afirmações podem ser feitas:

(1) O desempenho das lemnáceas no polimento do esgoto doméstico foi satisfatório nos experimentos 1 e 2, considerando a maioria das variáveis analisadas, exceto para Sólidos totais. O aumento do tempo de retenção pode contribuir com a melhoria da eficiência do sistema em questão.

(2) O polimento do efluente doméstico por lemnáceas foi suficiente para atingir as concentrações adequadas de Nitrito, Nitrato e DQO para a prática da aquicultura. Entretanto, os valores de Fosfato encontrados encontram-se acima do limite desejado.

(3) O desempenho da lagoa de lemnáceas foi comprometido devido às condições ambientais registradas durante o período experimental. Considerando que a temperatura média registrada ao longo do período experimental foi de 19,69°C, e que a mínima foi de 13,5 °C, o desempenho das plantas foi comprometido. As condições do efluente de entrada também foram determinantes para o baixo desempenho do sistema, com uma alta turbidez a grande quantidade de bactérias púrpuras.

(4) A aeração foi indispensável para o cultivo dos peixes, uma vez que as lemnáceas não foram capazes de remover a amônia a valores adequados para

impedir a mortalidade dos peixes. Paralelamente, a quantidade de algas nos tanques causaria a morte dos peixes por falta de oxigênio durante o período noturno, devido à respiração realizada pelas mesmas.

(5) As condições operacionais das lagoas facultativas prejudicaram o sistema de reúso em alguns momentos devido à presença de bactérias púrpuras no efluente, causando perda da qualidade do mesmo, em termos de turbidez, diminuição de algas nas lagoas por competição e aumento de sólidos totais pela presença das bactérias.

(6) O cultivo de peixes após o sistema de lemnáceas influenciou nas características físico-químicas do efluente nos seguintes aspectos: aumento na concentração de sólidos suspensos, clorofila "a", turbidez, DQO total /solúvel e pH, diminuição considerável nas concentrações de amônia, fosfato e coliformes.

(7) Ao analisar o cultivo de peixes em relação à entrada do sistema, antes do sistema com lemnáceas, pode-se afirmar que houve remoção satisfatória da maioria das variáveis, com exceção dos sólidos suspensos, clorofila "a" que sofreram um aumento. Para a variável Sólidos Totais, a remoção não foi significativa.

(8) No experimento 1, a dieta adotada na alimentação dos peixes não influenciou estatisticamente nas variáveis físico-químicas analisadas, apenas para os sólidos suspensos que, apesar de não apresentar diferença significativa para os tratamentos, encontrava-se em maior concentração nos tanques alimentados com ração comercial. Considerando o experimento 2, os tanques alimentados com ração apresentaram maior concentração de clorofila "a" ($p \geq 0.05$).

(9) A produção de biomassa de lemnáceas foi influenciada pela temperatura nos três experimentos realizados. A quantidade de biomassa produzida foi em média de 38.17 t/ha/ano, considerada alta quando comparada a outros

estudos.

(10) O desempenho zootécnico dos peixes cultivados com lemnas secas (experimento 1) foi muito inferior aos peixes cultivados com ração ($p \leq 0.05$). Entretanto, o desempenho dos peixes cultivados com lemnas peletizadas (experimento 2) foi surpreendente, não apresentando diferença significativa quando comparados aos peixes alimentados com ração.

(11) Os dados relacionados à produtividade de peixes cultivados em efluente doméstico sem a utilização de alimentos suplementares demonstram grande variação nos trabalhos já realizados, mas apresentam uma média de 4 t/ha/ano, sendo possível a realização de apenas um ciclo por ano.

(12) Os peixes produzidos no sistema de reúso utilizando lemna seca como alimento alcançou uma produtividade média de 11.2 t/ha/ciclo, sendo o dobro da produtividade de peixes produzidos em sistemas de reúso sem nenhum alimento.

(13) Os peixes produzidos no sistema de reúso utilizando lemna peletizada como alimento alcançou uma produtividade média de 22.5 t/ha/ciclo, com a possibilidade da realização de dois ciclos ao ano, resultados similares a sistemas convencionais de produção.

(14) O custo-benefício dos sistemas de cultivo devem ser considerados no planejamento da atividade aquícola. Devido ao fato das lemnáceas apresentarem alto valor nutricional e não apresentarem custo para serem produzidas, os resultados são promissores, pois os custos com ração chegam a 40-70% dos custos de produção de tilápias. No período de um ano, o produtor ganharia R\$16.026,00 em sistemas semi-intensivos convencionais (2 ciclos ao ano – ganho de R\$8.013,00/ciclo). Em sistemas de reúso utilizando lemna secas, o ganho seria de R\$18.591,00 e com lemnas peletizadas, o produtor obteria o maior ganho, de R\$37.189,00 (2 ciclos ao ano - R\$ 18.591,00/ciclo).

(15) Os peixes cultivados no sistema de reúso em ambos os experimentos estão de acordo com a legislação estabelecida sobre o regulamento técnico de padrões biológicos para alimentos (ANVISA, 2001).

(16) Através da contagem de micronúcleos, foi observado que os peixes cultivados em efluente doméstico apresentam células micronucleadas, indicando que o efluente apresenta potencial genotóxico. Entretanto, através da análise de variância, não houve diferença entre os tratamentos empregados e o controle (água limpa), devido à baixa porcentagem de células micronucleadas encontradas.

(17) As análises histopatológicas realizadas através da contagem de brânquias indicam que o efluente causa algum tipo de dano aos peixes, devido à ocorrência de alterações branquiais como os aneurismas lamelares.

7. RECOMENDAÇÕES

(1) Para experimentos futuros, recomenda-se a utilização de tanques para cultivo de lemnáceas mais rasos, com profundidade em torno de 30 cm e o aumento do tempo de detenção para pelo menos 15 dias. Com a alteração desses dois fatores, espera-se ocorrer a melhoria da eficiência do sistema e da qualidade do efluente, alcançando os padrões de lançamento preconizados pela legislação vigente.

(2) Como forma de tornar o sistema de reúso sustentável, sugere-se a utilização de técnicas que permitam o funcionamento do sistema sem aeração contínua. Entretanto, devido às oscilações nos níveis de oxigênio do efluente doméstico tratado, aconselha-se a aeração suplementar durante o período noturno.

(3) No que diz respeito à produção de tilápias em sistemas de reúso, recomenda-se a realização de pesquisas futuras englobando todo o ciclo de produção, até que os peixes atinjam o tamanho comercial. Contudo, nas condições climáticas da região Sul do Brasil, a pesquisa só seria possível nos períodos mais quentes.

(4) A realização de análises sensoriais e métodos de depuração dos peixes produzidos no efluente tratado seriam ações importantes para a aceitação dos peixes produzidos pelos consumidores. Além de campanhas explicativas, esclarecendo a população que se trata de um alimento seguro e rico nutricionalmente.

(5) Como sugestão para futuros projetos, pode-se citar a aplicação deste tipo de sistema em Estações de Tratamento de Esgoto no país ou em pequenas propriedades. Paralelamente, devem ser realizados trabalhos científicos que

englobem uma análise mais criteriosa da condição sanitária do cultivo, testes toxicológicos e análises histológicas durante um espaço de tempo maior.

(6) Recomenda-se testar a produção das lemnáceas em esgoto tratado, sua peletização e utilização na alimentação animal, principalmente de peixes.

(7) De acordo com todos os experimentos relatados no Brasil e no mundo, pode-se concluir que o uso de água tratada em piscicultura é viável e confiável. Assim, essa prática deve ser incentivada, não apenas como forma de tratamento, mas também como forma de obter proteína de boa qualidade para diversas finalidades, dentre as quais pode-se destacar o uso dos peixes produzidos na fabricação de ração animal. Paralelamente, a produção de proteína de alta qualidade a partir do esgoto tratado é algo promissor para países em desenvolvimento, onde a população sofre com a falta de alimento.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, F.A.; CATUNDA, Y.S.C.; GUIMARÃES, P.; VAN HAANDEL, A. 2000. Uso da respirometria para a determinação experimental da cinética de nitrificação. XXVIII Congresso inter-americano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Alegre (RS), Brasil.

ALAEERTS, G.; MAHBUBAR, R.; KELDERMAN, P. 1996. Performance analysis of a full-scale duckweed-covered sewage lagoon. *Water Research* 30 (4), 843-852.

AMARAL, C.M.C. 2002. Extrusão e peletização de ração completa: efeitos no desempenho, na digestibilidade e no desenvolvimento das câmaras gástricas de cabritos Saanen. Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias do Câmpus de Jaboticabal -Unesp, Jaboticaba (SP), Brasil.

ANVISA (Agência de Vigilância Sanitária). Regulamento Técnico Sobre Padrões de Qualidade para Alimentos. Resolução-RDC. n. 12, de 02 de janeiro de 2001.

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

APHA. AWWA. WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20 Ed., Washington, DC, USA, American Public Health Association, 1998.

AQUASAN, L.L.C. 1995. The aquasan process: wastewater treatment, food production and water reclamation. Aquasan, L.L.C.: Bethesda, USA.

ARCEIVALA, S.J. (1981). *Wastewater treatment and disposal*. Marcel Dekker, New York. 892p.

ASANO, T.; LEVINE, A. D. 1996. "Wastewater Reclamation, Recycling and Reuse: Past, Present and Future." *Water Science and Technology*, 33 (10-11), 1-14.

AWUAH, E. 2001. Environmental conditions and pathogen removal in macrophyte- and algal-based domestic wastewater treatment. *Water Science and Technology*. 44: (6): 11-18p.

AYAZ, S. C. & AKCA, L. 2001 Treatment of wastewater by natural systems. *Environment International*. 26: (3) 189 –195.

AZEVEDO, A. D. P.; BARBIRATO JÚNIOR, L.; SILVA, N. L. E ELIAS, V. F. 1993. "Peixamento de Lagoas Facultativas". *170 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária*. ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais do Congresso Volume 2 Tomo 1, Natal, RN, Brasil, 534-543.

BAREA, L. C. ; ALEM SOBRINHO, P. 2006. Comportamento de lagoa de polimento na Região Metropolitana de Curitiba e possibilidade de uso de lentilhas d'água para melhoria da qualidade do efluente. *Sanare (SANEPAR)*, v. 24, p. 46-60.

BARTONE, C.R.; MOSCOSO, C.; NAVA, C.H. 1990. Wastewater reclamation and reuse for aquaculture in San Juan, Peru. In: *Water & Wastewater*. Barcelona, 24-27 Apr. 1990 11p.

BARNES, D. & BLISS, P.J. 1983. Biological control of nitrogen in wastewater treatment. London, U.K.: E and FN Spon. 3pp.

BASSERES, A. 1990. Performance des microphytes et des macrophytes dans l'épuration d'effluents organiques à forte charge en ammoniacque. Thèse de Doctorat, Université Paul Sabatier, Toulouse, France

BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D.; NUNES, F. L.; SOEIRO, G. P.; SILVA, C. V.; FREITAS, A. S. 2002. "Avaliação do Tratamento de Esgotos Sanitários em Lagoas de Estabilização Tendo em Vista a Utilização do Efluente na Agricultura e Piscicultura". *28º Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*. AIDIS – Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Anais do Congresso, Cancun, México, 8p.

BASTOS, R. K.X. 2003. Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura, Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003, 267, Projeto PROSAB.

BASTOS, R. K. X. E MARQUES, M. O. 2003. "Utilização de Esgoto Tratado em Fertirrigação, Hidroponia e Piscicultura – Uma Análise Crítica". In: Bastos, R. K. X. *Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura*. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. 247-253.

BAVARESCO A. S .L. 1998. Lagoas de aguapés no tratamento terciário de dejetos de suínos. Florianópolis, 78 pp. Dissertação de Mestrado – Engenharia de produção, Universidade Federal de Santa Catarina.

BENJAWAN, L.; KOOTTATEP, T. Nitrogen Removal in recirculated duckweed ponds system. *Water Science and Technology*. Vol.55 n.11, pp 103-110.

BOLL, M.G.; ROCZANSKI, M.; SILVEIRA, F. Agricultura dos pequenos virou grande. *Panorama da aüicultura*, v. 9, n.55. p.16, set/out. 1999.

BONIARDI, N.; ROTA, R. 1999. Effect of dissolved metals and the organic load removal efficiency of *Lemna gibba*. *Wat Res.*, 33 (2), 530-538.

BONOMO, L.; PASTORELLI, G.; ZAMBON, N. 1997. Advantages and limitations of duckweed-based wastewater treatment systems. *Water Science and Technology*

35 (5), 239-246.

BORGHETTI, N.R.B.; OSTRENSKY, A.; BORGHETTI, J.R. 2003. Aqüicultura: uma visão geral sobre a produção de organismos aquáticos no Brasil e no mundo, Curitiba: Grupo Integrado de Aqüicultura e Estudos Ambientais.

BOSCARDIN BORGHETTI, N. R. 2004. Aqüífero Guarani: A verdadeira integração dos países do Mescosul / Nadia Rita Boscardin Borghetti, José Roberto Borghetti, Ernani Francisco da Rosa Filho, Curitiba.

BOSCOLO, W.R.; HAYASHI, C.; SOARES, C.M. 2001. Desempenho e características de carcaça de machos revertidos de tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*), linhagens tailandesa e comum, nas fases iniciais e de crescimento. Revista Brasileira de Zootecnia, v.30, n.5, p.1391-1396

BOYD, C.E. Water quality management and aeration in shrimp farming. Alabama. *Fisheries and Allied Aquacultures Departmental Series No. 2*. 1989. 79 p.

BOYD, C. E., WATTEN, B.J. 1989. Aeration systems in aquaculture. CRC Critical Reviews in Aquatic Sciences 1:425-472.

BRANCO, S. M. *Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária*. 2 ed., CETESB, São Paulo,SP, 1978. 620p.

BRASIL. Lei nº 9.433 – 8 jan. 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal e altera o art 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Diário Oficial da União, Brasília, Seção 1, 9 jan. 1997. p. 470.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n. 357 – 17 mar. 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões do lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 18 mar. 2005a.

BRASIL. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Projeto de Lei n. 5296/2005: diretrizes para os serviços públicos de saneamento básico e política nacional de saneamento básico PSN. Brasília: Ministério das Cidades, 2005b. 270p.

BRASIL. Conselho Nacional de recursos Hídricos. Resolução n. 54 – 28 nov. 2005. Estabelece modalidades, diretrizes para a prática de reúso direto não potável de água e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 9 mar. 2006.

- BRIX, H. & SCHIERUP, H. 1989. The use of macrophytes in water-pollution control. *Ambio*, v 18, n.2.
- BURAS, N.; DUEK, L.; NIV, S.; HEPHER, B. E SANDBANK, E. 1987. "Microbiological aspects of fish grown in treated wastewater". *Water Research*, 21, (1) 1-10.
- BURAS, N. Microbial safety of produce from wastewater-fed aquaculture. In: PULLIN, R.S.V.; ROSENTHAL, H.;MACLEAN, J.L. (Eds.). *Environmental and aquaculture in developing countries*. ICLARM Conf. Proc., v.31, 359 p, 1993.
- CAICEDO, J.R., VAN DER STEEN, N.P., ARCE, O.; GIJZEN, H.J.2000. Effect of Total ammonia nitrogen concentration and pH on growth rates of duckweed (*Spirodella polirrhiza*). *Wat. Res.* 34: 15, 3829-3835.
- CAMARGO, S.G.O.; POUHEY, J.L.F.O. 2005. Aqüicultura – um mercado em expansão. *Revista Brasileira de Agrociência*, Pelotas, v. 11, n. 4, p. 393-396.
- CARNEIRO, P.PCPF.; CYRINO, J.E.; CASTAGNOLLI, N. 1999. Produção de tilápias vermelha da Florida em tanques-rede. *Scientia Agrícola*. v.56 n.3.
- CARRANO, A. V. e NATARAJAN, A. T. Considerations for populations monitoring using cytogenetic techniques. *Mutation Research*, v. 204, p. 379 . 406, 1988.
- CARVALHO-KNIGHTON, K. M.; CLARK, B.; BENSON, R. F. 2004. Duckweed and phosphate process water: Biomass fuel cell potential. *Abstracts of Papers of the American Chemical Society*, 227: 95.
- CETESB. 2008. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Disponível em <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp>. Acesso em 22/03/08.
- CHAIPRATAT, S.; JIAYANG, C.; JOHN, C. 2000. Modeling nitrogen transport pond for secondary treatment of swine wastewater. *Journal of Environmental Engineering*, v.129, n.8.
- CHARBONNEL, Y. *Manual of aquatic weeds lagooning*. Universite Paul Satier, Toulouse France, 1989.
- COLER, R. A.; GUNNER, H. B.. 1969. The rhizosphere of an aquatic plant (*Lemna minor*). *Journal of Microbiology*. 15:964–966.
- CNRH (Conselho Nacional de Recursos Hídricos). 2003. Resolução sobre reúso de água Documento nº 4 - reúso na aqüicultura.
- COSGROVE, W.J.; RIJSBERMAN, F.R. 2000. *Making water everybody's business: world water vision*. London, Earthscan Publications Ltd.

COSTA, R. H. R.; BAVARESCO, A. S. L.; MEDRI, W. 1997. Lagoas de aguapés para dejetos de suínos. SIDISA –SIMPOSIO INTERNAZIONALE DE INGEGNERIA SANITARIA AMBIENTALE. (1997a Ravello, Italia). Ravello: ANDIS/ABES/AIDIS, p. 988-994.

COSTA, R. H. R. ; BAVARESCO, A. S. L. ; MEDRI, W. ; PHILIPPI, L. S. 2000. Tertiary treatment of piggery wastes in water hyacinth ponds. *Water Science and Technology*, London, v. 42, n. 10-11, p. 86-93.

COSTA, R.H.R.; ZANOTELLI, C.T.; HOFFMANN, D.M.; BELLI FILHO, P.; PERDOMO, C.C.; RAFIKOV, M. 2003. Optimization of the treatment of piggery wastes in water hyacinth ponds. *Water Science & Technology*, v.48, n.2, p.283-28.

CROOK, J. 1993. "Critérios de qualidade da água para reuso." *Revista DAE*, vol 53, no 174, nov./dez., 10-18.

CROOK, J.; OKUN, D.A.; PINCINCE, A.B. 1994. Water Reuse – Assesment Report. Project 92 – WRE – 1. Water Environment Research Foundation, Virginia – USA.

CULLEY, D. D. & MYERS, R.W.1978. Effect of harvest rate on duckweeds yield and nutrient extraction dairy waste lagoon. In D.D. Culley and J.B. Frye (eds.) U.S. Department of Energy Final Report. School of Forestry and Wildlife Management, Louisiana state University, Baton Rouge. 6pp.

DALU, J.; NDAMBA, J., 2003 Duckweed based waste stabiliziation ponds for wastewater treatment (a low cost technology for small urban areas in Zimbabwe). *Physics and Chemistry of the Earth* 28: 1147-1160.

DEBUSK, T. A.; LAUGHLIN, B.R.; SCHWARTZ, L. N. 1996. Retention and compartmentalization of lead and cadmium in wetland microcosms. *Water Res.* 30:2707–2716

DECAMP, O. & WARREN, A. 2000. Investigation of *Escherichia coli* removal in various designs of subsurface flow wetlands used for wastewater treatment. *Ecological Engineering*. 14 (3): 293-299 FEB.

DESPREZ, D. ; GE´RAZ. E. ; HOAREAU, M.C. ; ME´LARD, C. ; BOSC, P. ; BAROILLER, J.F. 2003. Production of a high percentage of male offspring with a natural androgen,11h-hydroxyandrostenedione (11hOHA4), in Florida red tilapia.. *Aquaculture* 216:55-65

DÖBEREINER, J.; BALDANI, V.L.D.; BALDANI, J.I. 1995. Como identificar e isolar bactérias diazotróficas de plantas não-leguminosas. Brasília, DF. Embrapa – SPI, 60p.

EDWARDS, P. 1990. An alternative excreta-reuse strategy for aquaculture. The production of high-protein animal feed. In *Wastewater-fed aquaculture. Proc of the Int. Seminar on Wastewater Reclamation and Reuse for Aquaculture, Calcutta, India, 6-9 December*, Edwards, P. and R.S.V. Pullin (eds.) 209-221. Environmental Sanitation Information Center, AIT, Bangkok, Thailand.

EDWARDS, P. Reuse of human wastes in aquaculture. A technical review, UNDP – World Bank Water Research Program, Washington D.C. THE WORLD BANK, 1992.350p.

EDWARDS, P. & PULLIN, R.S.V. 1990. Wastewater-fed Aquaculture, Proceedings of the International Seminar on Wastewater reclamation and reuse for Aquaculture, Calcutá, Environmental Sanitation. Information Center, Asian Institute of Technology, Bangkok, Thailand.

EL-GOHARY, F. EL-HAWARRY, S.; BADR, S.; RASHED, Y. 1995. Wastewater treatment and reuse for aquaculture. *Water science and technology* 32 (11): 127-136. In: IAWQ Middle East Conference on Wastewater Management, 2. Cairo, 19-21.

EL MOOR-LOUREIRO, L. M. A. 1997. Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil. Taguatinga, Universa, 155 p.

EL-SAYED, A.F.M. 1999. Alternative dietary protein sources for farmed tilapia, *Oreochromis spp. Aquaculture*, 179:149-168.

EL-SHAFI, S.A.; GIJZEN, H.J.; NASR, F.A.; EL-GOHARY, F.A. 2004. Microbial quality of tilapia reared in fecal-contaminated ponds. *Environmental Research*, 95: 231-238.

EI-SHAFI, S.A.; EL-GOHARY, F.A.; NASR, F.A.; VAN DER STEEN, N.P.; GIJZEN, H.J. 2007. Nutrient Recovery from domestic wastewater using a UASB-duckweed ponds system. *Bioresource Technology*, 98: 798-807

ELSER J.J.; MARZOLF E.R.; GOLDMAN C.R.. 1990. Phosphorus and nitrogen limitation of phytoplâncton in the freshwaters of North America: a review of critique of experimental enrichments. *Can J. Fish Aquatic Sci*, 47: 1468-77.

EPA (1983). *Design manual. Municipal wastewater stabilization ponds*. United States Environmental Protection Agency. 327 p.

EASA, M. E.; SHEREIF, M.M.; SHAABAN, A.I.; MANCY, K.H. 1996. Public health

implications of waste water reuse for fish. *Water Science and Technology*. 32 (11): 145-152.

FAO, 1994. Diagnóstico sobre el estado de la acuicultura en America Latina y el Caribe. 2 ed. Documento de Campo n° 11. Mexico D.F.

FASAKIN, E.A., BALOGUN ; B.E. FASARU, 1999. Use of duckweed, *Spirodela polyrriza*, L. Schleiden, as a protein feedstuff in practical diets for tilapia, *Oreochromis niloticus* L. *Aquaculture Research* 30: 313-318.

FAO. FIGIS. Fisheries Statistics, 2004. Fisheries global information system. Disponível em <http://www.fao.org/figis/servlet/static>. Acesso em 16/10/2004.

FAO 2007. The State of World Fisheries and Aquaculture 2006. FAO Fisheries and Aquaculture Department. Food and Agriculture Organization of The United Nations. Rome. 180 p.

FELIZATTO, M.R. 2000. "Reúso de Água em Piscicultura no Distrito federal: Potencial para Pós-Tratamento de Águas Residuárias Associado à Produção de Pescado". Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação MTARH.DM-029A/00, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 190p.

FELIZATTO, M.R.; STARLING, F.L.R.M. E SOUSA, M.A.A. 2000. "Reúso de água em piscicultura: Análise da possibilidade de aplicação de efluente de Lagoas de Estabilização em Série". *XXVIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Anais em CD-Rom, Porto Alegre, RS, Brasil, 27p.

FENECH, M. 1997. The advantages and disadvantages of the cytokinesis-block micronucleus method. *Mutation Research*, 392, 11-18.

FLORENCIO, L.; AISSE, M.M.; BASTOS, R.K.X.; PIVELI, R.P. 2006. Utilização de Esgotos Sanitários – Marcos Conceituais e Regulatórios. Tratamento de Utilização de Esgotos Sanitários. Rio de Janeiro: ABES, Projeto Prosab - Projeto de Pesquisa em Saneamento Básico.

GAIGHER, I.G.; PORATH, D.; GRANOTH, G. 1984. Evaluation of duckweed (*Lemna gibba*) as feed for tilapia (*O. niloticus* x *O. aureus*) in a recirculating unit. *Amsterdam Aquaculture* 41: 235-244 p

GIJZEN, H. & KHONDKER M. 1997. An overview of the ecology, physiology, cultivation and application of duckweed, literature review. Report of Duckweed research Project, Dhaka, Bangladesh.

GIJZEN, H.J. & MULDER, A. 2001. The nitrogen cycle out of balance, *Water Res.*, 21: 38-40.

GODFREY, P.J.; KAVNOR, F.R.; PELEZATSKII, S.; BENTORADO, J. (eds.) 1985. Ecological considerations in wetland treatment of municipal waste waters. Van Nostrand Reinhold Company, NY, 473 p.

GOHRINGER, S.S. 2006. "Uso urbano não potável de efluentes de estações de tratamento de esgoto sanitário. Estudo de caso: Município de Campo largo – PR" Dissertação apresentada como requisito à obtenção do grau de Mestre em Gestão Urbana, Programa de Pós-Graduação em Gestão Urbana, Pontifícia Universidade Católica do Paraná, Curitiba.

GOSH, C.; FRIJNS, J.; LETTINGA, G. 1999. Performance of silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) dominated integrated post treatment system for purification of municipal waste water in a temperate climate. Elsevier. *Bioresource Technology* v. 69 p. 255-262.

GRANOTH, R.; PORATH, D. 1983. An attempt to optimize feed utilization by tilapia in a flow-through aquaculture. In: L. Fishelson and Z. Yaron (Editors), Proc. Int. Symp. On Tilapia in Aquaculture. Tel Aviv Univ. Press, Tel Aviv, pp 550-558.

GRISOLIA, C.K.; STARLING, F.L.R.M. 2001. monitoring of fishes from Lake Paranoá, under influence of sewage treatment plant discharges. *Mutation Research* 491, 39–44.

HAMMOUDA, O., GABER, A.; ADBEL-HAMMED M.S. 1995. Assessment of the effectiveness of treatment of waste-water-contaminated aquatic systems with *Lemna gibba*. *Enz. Microb. Tech.* 17, 317-323.

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

HASAR, H.; OBEK, E. 2001. Removal of toxic metals from aqueous solution by duckweed (*Lemna minor* L.): role of harvesting and adsorption isotherms. *Arab. J. Sci. Eng.* 26:47–54.

HAUSSER, J. R. 1984. Use of Water Hyacinth aquatic treatment systems for ammonia control and effluent polishing, *J. Water Pollut. Control Fed.*, 56: 219-225.
HORNE A.J.; GOLDMAN C.R. *Limnology*, 2nd ed. New York: McGraw-Hill; 1994.627pp.

HAYASHI, C. 1999. Breves considerações sobre as tilápias. In: RIBEIRO, R.P., HAYASHI, C., FURUYA, W.M. (Eds.) Curso de piscicultura-Criação racional de tilápias. p.4.

HESPANHOL, I. e PROST, A. M. 1993. WHO. Guidelines National Standards for Reuse and Water Quality. *Water Research*, nov, 1993.

HESPANHOL, I.; MIERZWA, J. C., 1999. Programa para o gerenciamento de águas e efluentes nas indústrias visando o uso racional e o reuso. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 4(1/2):11 - 15.

HORTEGAL FILHA, M. S. R.; MOTA, S.; CEBALLOS, B. S. O.; SILVA, F. J. A.; SANTIAGO, R. G. E COSTA, F. H. F. 1999. "Viabilidade do uso de lagoas de maturação na Piscicultura". *200 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária*. ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais do Congresso (CD-Rom), Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 3434-3441.

HOSSAIN, M.A. & SHIKHA, F.H. 1997. Apparent protein digestibility coefficients of some low protein ingredients for African catfish, *Clarias gariepinus*. *Bangladesh-Journal-of-Zoology*. 25 (1): 77-82 p.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais, 2004. Estatística da Pesca – Ano de 2002. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/recursospesqueiros/downloads/estati2002.zip>. Acesso em 15 julho de 2004.

IBAMA/SEAP. 2006. Estatística da Pesca, Ministério do Meio Ambiente e Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca, Brasília.

INFOFISH INTERNATIONAL. Utilizing waste waters for aquaculture. Kuala Lumpur, Malasya, n.2, 1999. p. 26-33.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). 2006. Disponível em www.sidra.ibge.gov.br/bda/tabela/listabl.asp em 27/11/07 às 22:45.

IQBAL, S., 1999. Duckweed aquaculture. Potentials, possibilities and limitations, for combined wastewater treatment and animal feed production in developing countries. Switzerland. SANDEC report n.6 91pp. mar.

JOURNEY, W. K.; SKILLICORN, P.; SPIRA, W. 1993 *Duckweed aquaculture. A new aquatic farming system for developing countries*. World Bank Publication. 67pp. Washington, D.C.

JORDÃO, E. P. 1983. Revisão de critérios de concepção e dimensionamento de lagoas de estabilização e de aguapés. ANAIS 12º Congresso Engenharia Sanitária, Bal. Camburiu, SC.

JOSÉ DE PAGGI, S.; J. C. PAGGI .1985. Zooplankton de los cuerpos de agua preexistentes en el área del embalse Amutui Quimei (cuenca del río Futaleufú). *Neotropica* 31, 119-131.

- JUNQUEIRA, L.C. U.; JUNQUEIRA, L.M.M.S. 1983. Técnicas básicas de citologia e histologia. São Paulo: Santos, 1983.
- KHAN, M.J.; STEINGASS H.; DROCHNER, W. 2002. Evaluation of some aquatic plants from Bangladesh through mineral composition, in vitro gas production and in situ degradation measurements. *Asian – Australian journal of animal Science*. 15 (4): 537-542p.
- KIM, Y.; GIOKAS, D.L.; LEE, J.; PARASKEVAS, P.A. 2006. Potential of natural treatment systems for the reclamation of domestic sewage in irrigated agriculture. *Desalination* 189,: 229-242.
- KÖNIG, A. 2000. Biología de las lagunas de estabilización: algas. In: *SISTEMAS DE LAGUNAS DE ESTABILIZACION: como utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de regadio*. Mendonça, S.R. (coord.). Ed. McGrawHill, p. 44-67.
- KÖRNER, S.; DAS, S.K.; VEENSTRA, S.; VERMAAT, J.E. 2001. The effect of pH variation at the ammonium/ammonia equilibrium in wastewater and its toxicity to *Lemna gibba*. *Aquatic Botany* 71: 71-78
- KÖRNER, S.; VERMAAT, J.E. 1998. The relative importance of *Lemna gibba*, bacteria and algae for the nitrogen and phosphorus removal in duckweed – covered domestic wastewater. *Water Research*. 32: (12) 3651- 366.
- KÖRNER, S., LYATUU, G.B. ; VERMAAT, J.E. 1998. The influence of *Lemna gibba* on the degradation of organic material in duckweed-covered domestic wastewater. *Water Research*: 32 (10) 3092-3098.
- KOSTE, W. 1978. Rotatoria. Berlin, Gebriider Borntralger, 673 p. 234 p. KUDO, R.R. 1966. Protozoology. Springfield, C.C. Thomas, 1174 p.
- KUBITZA, F. 2000. Tilápia: tecnologia e planejamento na produção comercial. Jundiaí: F, Kubitza, 2000, 285p.
- KUBITZA, F. 2003. Evolução da tilapicultura no Brasil. *Panorama da Aqüicultura*. Rio de Janeiro 76 (13): 78pp.
- KUBITZA, F. 2006. Sistemas de recirculação – sistemas fechados com tratamento e reúso de água. *Panorama da aqüicultura*. Vol 16, n.95. Maio/Junho-2006
- KURELEC, B. 1993. The genotoxic disease syndrome. *Marine Environment Research* v. 35, p. 341 . 348.
- LANDESMAN, L.; CHANG, J.; YAMAMOTO, Y.; GOODWIN, J. 2002. Nutritional value of wastewater-grown duckweed for fish and shrimp feed. *World Aquaculture* 33 (4): 39-40p.

LANDOLT, E. & KANDELER. 1987. The family of lemnaceae – a monographic study: Phytochemistry, physiology, application and bibliography. In Biosystematic Investigations in the Family of Duckweeds (Lemnaceae). *Veröffentlichungen des geobotanischen Institutes der ETH. Zürich. Stiftung Ruebel*, Vol 4, n.95: 638pp.

LAVRADOR FILHO, J. 1987. “Contribuição para o entendimento do reúso planejada da água e algumas considerações sobre suas possibilidades no Brasil”. Dissertação apresentada à Escola Politécnica de São Paulo, Universidade de São Paulo, para a obtenção do título de mestre, São Paulo.

LÉON, G. E MOSCOSO, J. 1996. “Curso de Tratamiento y Uso de Aguas Residuales”. CEPIS - Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. OPS - Organización Pan-Americana de Saúde, Lima, Peru, 151p.

LEMAIINSKI, D.; MAKRAKIS, S. Software para Gerenciamento de Aqüiculturas – Beta 1.1. In: XIII Congresso Brasileiro de Engenharia de Pesca. Porto Seguro – BA, 21 a 25 de setembro de 2003. *Anais...* Diversos, p. 167.

LI, T.Y.; XIONG, Z.T. 2004. Cadmium-induced colony disintegration of duckweed (*Lemna paucicostata*) and as a biomarker of phytotoxicity. *Ecotoxicology of Environmental Safety* 59: 174-179.

LYERLY, C. N. 2004. Swine wastewater treatment in an integrated system of anaerobic digestion and duckweed nutrient removal: pilot study. Masters of Science Thesis, North Carolina State University, USA, 97pp.

LIMA, A. O. 1996. “Promessa de lucro que virou realidade”. *Revista Brasileira de Agropecuária*. Ano I – nº 12.

LIN, C.K.; Yi, Y. 2003. Minimizing environmental impacts of freshwater aquaculture and reuse of pond effluents and mud. *Aquaculture* 226 57-68.

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

LOVSHIN, L.L. 1997. Tilapia farming: a growing worldwide aquaculture industry. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO E NUTRIÇÃO DE PEIXES, 1, Piracicaba,. *Anais...* Piracicaba: CBNA, 1997. p.137-164.

LUVIZOTTO, M. F. 1994. Efeito de diferentes salinidades sobre as células de cloreto e as células secretoras do epitélio branquial do peixe antártico *Nototheniops nudifons* (Lonnberg, 1905). Dissertação (Mestrado em Biologia Celular) – Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba (PR), Brasil.

MACHADO, M. R. 1999. Uso de brânquias de peixes como indicadores de qualidade das águas. *Ciênc. Biol. Saúde*, Londrina, v. 1, n. 1, p. 63-76.

MACHADO, C.J.S. 2004. Reúso da água doce - A crescente demanda por água tratada tem feito do reúso planejado de água um tema atual e de grande importância, principalmente na nova política nacional de recursos hídricos. *Revista Eco 21*, Ano XIV, Edição 86. disponível em www.ambientebrasil.com.br em 27/11 às 22:50

MACHADO, B.C. 2006. " Avaliação da qualidade dos efluentes de lagoas de estabilização em série da Estação de Tratamento de Esgotos de Samabaia - DF para o cultivo de tilápia nilótica (*Oreochromis niloticus*). Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 126 p.

MALLATT, J. 1985. Fish gill structural changes induced by toxicants and other irritants : a statistical review. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, v. 42, p. 630-648.

MANCUSO, Pedro C. S. ; SANTOS, Hilton F. 2003. Reúso de Água. São Paulo: Manole.

MANDI, L. 1994. Marrakesh wastewater purification experiment using vascular aquatic plants *Eichornia crassipes* and *Lemna gibba*. *Wat. Sci. Tech.*, 29 (4), 283-289.

MARA, D. D. 1976. Sewage treatment in hot climates. Chichester: John Wiley & Sons.

MARA, D.D.; PEARSON, H.W. 1986. Artificial freshwater environment: waste stabilization ponds. In: REHM, H.J.; REED, G. (Eds.) *Biotechnology 8*. Weinheim : VCH Verlagsgesellschaft. p. 177-206

MARA, D.D.; CAIRNCROSS, S., 1989. Guidelines for the safe use of wastewater and excreta in Agriculture and Aquaculture: Measures for public health protection. World health organization (WHO), Geneva, 187p.

MARA, D. D.; EDWARDS, P.; CLARK, D. AND MILLS, S. W. 1993. A rational approach to the design of wastewater-fed fishponds. *Water Resource*. Vol. 27, No. 12, pp. 1797-1799. Pergamon Press Ltd. Great Britain

MATHEUS. C. E. 1984. "Aspectos de crescimento e reprodução de *Sarotherodon niloticus* (Tilápia do Nilo) em lagoas de estabilização e sua influência no tratamento biológico". Dissertação de Mestrado, Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP, Brasil, 148p.

MATHEUS, C.E. 1985. "Utilização de peixes em águas residuárias - uma revisão

bibliográfica". *Revista DAE*, 45 (143), 383-385.

MATHEUS, C.E.1993."Policultivo de peixes em efluentes de Indústrias de Processamento de Frutas Cítricas e efeitos na qualidade da água". Tese de Doutorado, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, Brasil, 375p.

MATHEUS, C. E.; POVINELLI, J.; TUNDISI, J. G. E AGUIAR, V. R. 1998. "Ecotechnological system involving polyculture of fishes and industrial wastewater treatment". *Verhandlungn International Verein. Limnology*, 26, 2276-2279.

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

MBAGWU, L. & ADENIJI, H.A. 1988. Nutritional content of duckweed (*Lemna paucicostata*) in the Kainji lake area. Nigeria, *Aquat. Bot.* 29, 357-366.

METCALF & EDDY. 1991. "Wastewater Engineering - Treatment, Disposal e Reuse". 3ª Edição. Editora McGraw-Hill Inc, 1334p.

METCALF & EDDY. 1993. "Wastewater Engineering - Treatment, Disposal e Reuse". 4ª Edição. Editora McGraw-Hill Inc, 2530p.

MIRETZKY, P.; SARALEGUI, A.; CIRELLI, A.F. 2006. Simultaneous heavy metal removal mechanism by dead macrophytes. *Chemosphere*, 62: 247-254

MOERSIDIK, S. *Traitement des eaux usées par lagunage à haut rendement: gestion de l'écosystèmes et comparaison des performances épuratoires avec un lagunage traditionnel*. Thèse, Université Montpellier I, Montpellier, France, 1992. 209 p.

MOHEDANO, R.A. Tratamento de efluente e produção de alimento, em cultivo de tilápias (*O.niloticus*), através da macrófita aquática *Lemna valvidiana* (lemnaceae) – Uma contribuição para a sustentabilidade da aqüicultura, Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Aqüicultura, Florianópolis, 2004.

MOSCOSO, J. C. E MUÑOZ, A. F. 1991. "Reuso en Acuicultura de las Aguas Residuales Tratadas en las Lagunas de Estabilizacion de San Juan. Sección I: Resumen Ejecutivo, Lima Peru". CEPIS – Centro Pamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. 35p.

MOSCOSO, J.; LÉON, G.; MERINO, E. G. E MUÑOZ, A. F. 1992a. "Reuso en Acuicultura de lãs Aguas Residuales Tratadas en las Lagunas de Estabilización de San Juan. Sección II: Tratamiento de las Aguas Residuales y Aspectos Sanitarios". CEPIS – Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. OPS – Organização Pan-Americana de Saúde, Lima, Peru, 70p.

MOSCOSO, J.; NAVA, H. E. MUNÓZ, A. F. 1992b. "Reuso en Acuicultura de las Águas Residuales Tratadas en las Lagunas de Estabilización de San Juan. Sección III: Acuicultura". CEPIS - Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. OPS - Organização Pan-Americana de Saúde, Lima, Peru, 71p.

MOSCOSO, J. 1998. "Acuicultura com aguas residuales tratadas en las Lagunas de Estabilización de San Juan, Lima, Perú". *260 Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*. AIDIS - Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Lima, Peru, Anais do Congresso (CD-Rom), 21p.

MOSCOSO, J. 2002. "Casos Prácticos de Uso de Águas Residuales". CEPIS – Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. OPAS - Organización Panamericana de la Salud (OMS - Organización Mundial de la Salud). Homepage - www.cepis.org.pe

MOTA, S. 2003. "Reaproveitamento de Resíduos". In: *Introdução à Engenharia Ambiental*. ABES. Rio de Janeiro, RJ, 2003. 367-405.

NGO, V., 1987. Boosting pond performance with aquaculture. *Operations Forum* 4. 20-23.

NUNES, Z. M. P. 1992. Contributions to the elaboration a domestic sewagealgal-silver carp system. University of Agricultural Sciences Department tropical and subtropical. Gödöllő - Hungary. Master of Sciences Thesis.

OLIVEIRA, R. 1990. The Performance of Deep waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil. PhD Thesis, University of Leeds, Reino Unido.

OMS. 1989. "Directrices sanitarias sobre el uso de aguas residuales en agricultura y acuicultura - Informe de un Grupo Científico de la OMS". Organización Mundial de La Salud - Série de Informes Tecnicos No 778, Ginebra, Suiza, 90p.

ORON, G., PORATH D. & JANSEN, H. 1987. Performance of duckweed species *Lemna gibba* on municipal waste'water for effluent renovation and protein production. *Biotechnology & Bioengineering* 29 (2), 258-268.

ORON, G., DE VEGT A.; PORATH D. 1988. Nitrogen removal and conversion by duckweed grown on wastewater. *Wat Res.* 22(2), 179-184.

ORTH, H. G. & SAPKOTA, D. P. 1988. Upgrading a facultative pond by implanting Water Hyacinth. *Water Res.*, 22: 1503-1511.

ORON, G. 1994. Duckweed culture for wastewater renovation and biomass production. *Agricultural Water Management*, 26: 27-40.

PADUA, H. B. de. Conhecimento e utilização de variáveis físicas, químicas e biológicas na aquicultura dulciaqüícola brasileira. *Anais: IV Simpósio brasileiro sobre cultivo de camarão/ I Congresso brasileiro de aquicultura*. João Pessoa PB. 1993

PERAZZA, M. C.; PEREIRA, D. N.; MARTINS, M. T. O Aguapé: meios de controle e possibilidades de utilização. *Revista DAE*, 125, p. 18-25, 1981.

PEREIRA, C.M. 2000. Avaliação do uso de peixes planctófagos como auxiliares ao tratamento de efluentes. 2000. Dissertação de mestrado – Departamento de Aqüicultura, Universidade Federal de Santa Catarina.

PEREIRA, J.C. 2000. Interações entre as Populações de Actinomicetos e outros Organismos na Rizosfera. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA, Seripédica, Rio de Janeiro, Brasil. 16p

PEREIRA, C.M. 2004. “Avaliação do potencial do efluente de lagoas de estabilização para reutilização na aquicultura”. Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia de Produção da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito para a obtenção do título de Doutor em Engenharia de Produção. Departamento de Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina, 160p.

PILLAY, T.V.R., 1992. Water and wastewater use. In: Pillay, T.V.R. (Ed.), *Aquaculture and the Environment*, pp 49-55, Cambridge University, Press, Great Britain.

POPMA, T.J., PHELPS, R.P. Status report to commercial tilápia producers on monose x fingerling productions techniques. In: *AQUICULTURA BRASIL'98*, 1998, Recife. *Anais...* Recife: SIMBRAQ, 1998. p.127-145.

POLISEL, K.C. 2005. Desempenho de lagoas de maturação utilizando macrófitas e chicaneamento. Tese apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos (SP), Brasil.

PORATH, D. & POLLOCK, J., 1982. Ammonia stripping by duckweed and its feasibility circulating aquaculture. *Aquat. Bot.*, 13: 125-131.

PROENÇA, C.E.M. e BITTENCOURT, P.R.L. *Manual de Piscicultura Tropical*. Brasília: IBAMA, 1994.

RAN, N.; AGAMI, M.; ORON, G., 2004 A pilot study of constructed wetlands using duckweed (*Lemna gibba* L.) for treatment of domestic primary effluent in Israel. *Water Research*, 38: 2241-2248.

RANGEBY, M. JOHANSSON, P.; PERNRUP, M. 1996. Removal of faecal coliforms in a wastewater stabilization pond system in Mindelo, Cape Verde. *Water Science and Technology*, 34 (11), 149-157.

RANKIN, J. C.; STAGG, R. M.; BOLIS, L. 1982. Effects of pollutants on gills. In: HOULIHAN, D. F.; RANKIN, J. C.; SHUTTLEWORTH, T. J. *Gills*. Cambridge : Cambridge University Press, 1982. p. 207-220.

REED, S.C. ; MIDDLEBROOKS, E.J.; CRITES, R.W. 1988. *Natural systems for Waste Management and Treatment*. McGraw-Hill, New York.

REID, J. W. 1985. Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da Ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). *Bolm Zool., Univ. São Paulo*, 9:17 – 144.

ROCZANSKI, M.; COSTA, S.W.; BOLL, M.G.; OLIVEIRA NETO, F.M. A evolução da aqüicultura no estado de Santa Catarina – Brasil, 2000. *Anais do Simpósio Brasileiro de Aquicultura, ABRAq*.

RODRIGUES, W. 1996. “Sistema de criação: qual adotar?”. *Revista Brasileira de Agropecuária*. Ano I – nº 12.

ROQUETTE PINTO, C. L.; PEREIRA, C. E. B.; BARROCAS, P. R. Utilização da Planta Aquática Jacinto d'Água Para Remoção e Recuperação de Mercúrio de Efluentes Industriais. In: *1º SIBESA – SIMPÓSIO ÍTALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIASANITÁRIA E AMBIENTAL*. Rio de Janeiro, RJ. Ed. ABES/ANDIS, Tomo III, p. 290-303,1992.

RURAL NEWS. 2008. O plâncton na alimentação dos peixes. Disponível em: <http://www.ruralnews.com.br/busca.php>. Acesso em 22/03/08.

SANTOS, I. J. 2000. “Reúso de Água no Distrito Federal: Estudo da Potencialidade do Aproveitamento de Esgotos Sanitários”. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação MTARH.DM-022A/00, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 139p.

SCHROEDER, G. I., 1983. The role of natural foods in tilapia growth. A study based on stable isotope analyses. *Proceeding of the International Symposium on Tilapia Aquaculture, Nazareth, Israel, 8-13 May 1983: 313-322*.

SCHUBART, H.O.R. Subsídios para uma Política Nacional de Reúso de Águas. In: *II Seminário Nacional de Reúso de Águas, ABES Fortaleza, junho de 2003*.

SHANG, Y. C. *Aquaculture Economic Analysis: an introduction*. Baton Rouge, LA: The World Aquaculture Society, 1990.

SHEREIF, M. M.; EASA, M. EL - S.; EL-SAMRA, M. I. E MANCY, K. H. 1995. "A demonstration of wastewater treatment for reuse applications in fish production and irrigation in Suez, Egypt". *Water Science and Technology*, 32 (11), 137-144.

SHUBO, T. 2003. "Sustentabilidade do abastecimento e da qualidade da água potável urbana". Dissertação apresentada à Escola Nacional de Saúde Pública da Fundação Oswaldo Cruz, Departamento de Saneamento e Saúde Ambiental para a obtenção do título de Mestre em Ciências na área de Saúde Pública, Rio DE Janeiro, Brasil.

SILVA, M.O.S.A. 1977. Análise físico-químicas para controle de estações de tratamento de esgotos. São Paulo: CETESB, 226p.

SILVA, S.A.; MARA, D.D. 1979. Tratamento Biológico de Águas Residuárias Lagoas de Estabilização. Rio de Janeiro. ABES, 140p.

SILVA, S. A. 1982. On the Treatment of Domestic Sewage in Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil. Ph.D. thesis, University of Dundee, UK.

SILVA, F.J. A.; MARA, D. D.; PEARSON, H.W.; SILVA, S.A. 2001. Informal fishculture in Maracanaú waste stabilisation ponds in Fortaleza, Brazil. *21^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária*. João Pessoa. Anais...Não paginado. CD - Room

SKILICORN, P. W.; SPIRA, W; JOURNEY, W., 1993. Duckweed aquaculture, a new aquatic farming system for developing countries. The World Bank, Washington, D.C.

SMITH, M.D.; MOELYOWATI, I. 2001. Duckweed based wastewater treatment (DWWT): design guidelines for hot climates. *Water Science and Technology*, 43 (11): 291-299.

SOARES, J., SILVA, S.A., OLIVEIRA, R., ARAÚLO A.L.C., MARA, D.D., PEARSON, H.W. (1995). Ammonia removal in a pilot-scale wsp complex in Northeast Brazil. In: *3rd IAWQ International Specialist Conference. Waste Stabilization Ponds: technology and applications*. João Pessoa, PA, 27-31 março 1995.

SOUZA, A. V. 2002. "Avaliação da Toxicidade de Efluentes de Lagoa de Estabilização tendo em vista o Reúso de Água na Piscicultura". Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação MTARH.DM-047/02, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 170p.

SOUZA, A. V. E SOUZA, M. A. A. 2003. "Avaliação da Toxicidade de Lagoa de Estabilização com Aplicação de Reúso de Água em Piscicultura". *22^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais do Congresso, Joinville, SC, Brasil, 17p.

STRANO, C.V. 1986. Produção e caracterização de concentração protéica do aguapé. Dissertação apresentada à Escola Superior de Agricultura (ESALQ) para a obtenção do título de mestre, Piracicaba – SP.

STRAUSS, M. & BLUMENTHAL, U. J. 1990. "Use of Human Wastes in Agriculture and Aquaculture - Utilization, Practices and Health Perspectives - Executive Summary". International Reference Centre of Waste Disposal (IRCWD). IRCWD Report No09/90. Duebendorf, Switzerland, 52p.

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

TACON, A.G.J. , 1993. Feed ingredients for warmwaterfish. Fish meal and other processed feedstuffs, FAO Fish. Circ. No. 856, FAO, Rome, Italy, 64 pp.

TAVARES, F.A. 2004. Eficiência da *Lemna* sp no tratamento de efluentes líquidos de suinocultura e sua utilização como fonte alternativa de alimento para tilápias. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Aqüicultura, Florianópolis.

TAVARES, F.A.; RODRIGUES, J.B.R.; BELLI FILHO, P.; LOBO-RÉCIO, M.A.; LAPOLLI, F.R. 2007. Desempenho da macrófita *Lemna valdiviana* no tratamento terciário de efluentes de suinocultura e sua contribuição para a sustentabilidade da atividade. Biotemas – Artigo aceito para a publicação em março/2008

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C; BISSANI, C.A. 1995. Análise de solo, plantas e outros materiais. 2 ed. Porto Alegre: Depto. Solos da UFRGS. 174 p. Boletim Técnico, n. 5.

TEIXEIRA FILHO, A.R. *Piscicultura ao alcance de todos*. São Paulo: Nobel, 1991.212p

TIAGO, G.G. 2002. *Aqüicultura, meio ambiente e legislação*. São Paulo: Annablume, 162p.

TIMM, L.L. 2005. Técnicas rotineiras de preparação e análise de lâminas histológicas. Caderno La Salle XI, Canoas, v.2, nº 1, 231 – 239.

TRIPATHI, B. D. & SHUKLA S. C. 1991. Biological treatment of wastewater by selected aquatic plants. Environmental Pollution, 69: p.69-78.

TSUTIYA, M.T. 1999. Metais pesados: O principal fator limitante para o uso agrícola de biossólidos das estações de tratamento de esgotos. 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, Brasil.

TUNDISI, J.G. vii congresso brasileiro de limnologia, 1999, Florianópolis. Conefrência de abertura. Limnologia do século XXI: perspectivas e desafios, São Carlos Instituto Internacional de Ecologia, 24p.

UEHARO, D. 1997. "Cara, escassa e insubstituível." *Revista da indústria*, out., 6-11, São Paulo, Brasil.

US EPA, Guidelines for water reuse: Manual U.S. EPA and U.S. Agency for International Development, EPA/625/R-92/004, Cincinnati, OH, 1992.

VALENTI, W. C (Org.); POLI, C. R.; PEREIRA, J. A.; BORGHETTI, J. R. 2000 Aqüicultura no Brasil: Bases para um desenvolvimento sustentável. CNPQ Brasília. Ministério da Ciência e Tecnologia 399p.

VAN DER STEEN, P.; BRENNER A.; VAN BAUREN J; ORON G. 1999. Post-treatment of UASB reactor effluent in an integrated duckweed and stabilization pond system. *Water research* 33 (3), 615-620.

VAN DER HOECK, W. 2004. A frame work for a global assessment of the extent of wastewater irrigation: the need for a common wastewater typology In: SCT, C.A.; FARUQUI, N.I.; RASHID-SALY, L. (ed.) *Wastewater use in irrigated agriculture: coordinating the livelihood and environmental realities*. Wallingford: CAB International, IWMI, IDRC, p 19-33.

VEESTRA, S; AL-NOZAILY, F.A.; ALAERTS, G.J. Purple non-sulfur bacteria and their influence on waste stabilization pond performance in the Yemen Republic 2nd International Specialist Conference (IWA), 1993.

VINES, H. M. & WEDDING, R.T. 1960 Some effects of ammonia on plant metabolism and a possible mechanism for ammonia toxicity. *Plant Physiology* 35, 820-825.

VON SPERLING, M. 1995. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de esgotos. v.1. Belo Horizonte: Depto. De Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais.; 1995. 240p.

VON SPERLING, M. 1996. Lagoas de estabilização. Belo Horiznte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais. 140p.

VON SPERLING, M. 2002. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. v.3. Lagoas de estabilização. Belo horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 196p.

VOGEL. *Análise Química quantitativa*. 6ed, LTC Ed., Rio de Janeiro, RJ, 2002.

VROON R. & WELLER B. 1995. Treatment of domestic wastewater in a combined UASB-reactor duckweed pond system. Doktoraal verslagen, series Nr. 95-07, Dept. Env. Tech., Agric. University Wageningen, The Netherlands.

WARREN, K. S. 1962. Ammonia toxicity and pH. *Nature* 195, 47-49.

YANCEY, D. R.; MENEZES, J. R. R. 1985. "Manual de Criação de Peixes". Fundação Cargill, 2ª edição, Campinas, 110p.

ZIMMO, O.; VAN DER STEEN, N., GIJZEN, H., 2003. Comparison of ammonia volatilization rates in algae and duckweed-based waste stabilization ponds treating domestic wastewater. *Water Research* 37: 4587-4594.

ZIMMO, O.; VAN DER STEEN, N., GIJZEN, H., 2004. Nitrogen mass balance across pilot-scale algae and duckweed-based wastewater stabilisation ponds. *Water Research* 38, 4: 913 – 920.

ZIRSCHKY, J. & REDD, S.C. 1988. The use of duckweed for wastewater treatment. *J. WPFC* 60: 1254-1285.

ZUBERER, D.A. 1984. Microbial colonization of some duckweeds (Lemnaceae): examination by scanning and transmission electron and light microscopy (1983), *Aquatic Botany*, 18 (275-285). Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam - Printed in The Netherlands

ZULKIFLI, H. Traitement des eaux usées par lagunage à haut rendement: structure et dynamique des peuplements phytoplanctoniques. Thèse, Université de MontpellierI, Montpellier, France, 1992. 206p.

